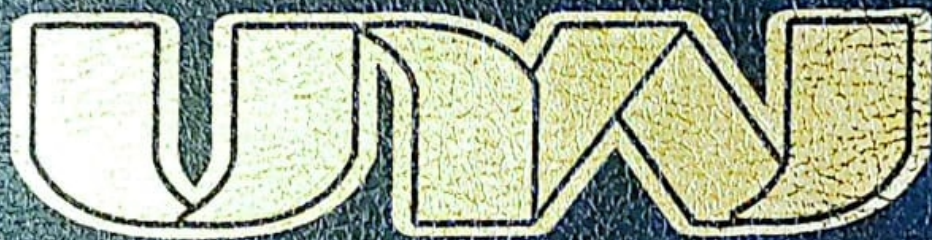




**UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERÍA**  
**ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA**  
**AMBIENTAL Y FORESTAL**



**“EFICIENCIA DE LA COAGULACIÓN Y  
ELECTROCOAGULACIÓN EN LA REDUCCIÓN DE  
MICROPLÁSTICOS DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE  
AGUAS RESIDUALES DEL DISTRITO DE COATA-PUNO”**

**Bach. Cinthia Danitza Condori Quilla**  
**Bach. Efraín Guido Pacohuanaco Chata**

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE  
INGENIERO AMBIENTAL Y FORESTAL**

**Asesor:**  
**M.Sc. Hugo Apaza Aquino**



**Juliaca, 2025**

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERÍA**  
**ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA**  
**AMBIENTAL Y FORESTAL**



**“EFICIENCIA DE LA COAGULACIÓN Y  
ELECTROCOAGULACIÓN EN LA REDUCCIÓN DE  
MICROPLÁSTICOS DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE  
AGUAS RESIDUALES DEL DISTRITO DE COATA-PUNO”**

**Bach. Cinthia Danitza Condori Quilla**  
**Bach. Efrain Guido Pacohuanaco Chata**

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE  
INGENIERO AMBIENTAL Y FORESTAL**

**Asesor:**  
**M.Sc. Hugo Apaza Aquino**



**Juliaca, 2025**

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERÍA**  
**ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA**  
**AMBIENTAL Y FORESTAL**



**“EFICIENCIA DE LA COAGULACIÓN Y  
ELECTROCOAGULACIÓN EN LA REDUCCIÓN DE  
MICROPLÁSTICOS DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE  
AGUAS RESIDUALES DEL DISTRITO DE COATA-PUNO”**

**PRESENTADO POR:**

Bach. Cinthia Danitza Condori Quilla  
Bach. Efrain Guido Pacohuanaco Chata

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE INGENIERO  
AMBIENTAL Y FORESTAL**

**ASESOR:**

M.Sc. Hugo Apaza Aquino

Juliaca, 2025

## FICHA CATALOGRÁFICA

Condori, C., & Pacohuanaco, E. (2025). *Eficiencia de la coagulación y electrocoagulación en la reducción de microplásticos de la planta de tratamiento de aguas residuales del distrito de Coata-Puno* (Tesis de pregrado). Universidad Nacional de Juliaca.

**Autor:** Cinthia Danitza Condori Quilla, Efrain Guido Pacohuanaco Chata.

**Título:** Eficiencia de la coagulación y electrocoagulación en la reducción de microplásticos de la planta de tratamiento de aguas residuales del distrito de Coata-Puno

**Publicación:** Juliaca, 2025

**Descripción:** Cantidad de páginas (128 páginas)

**Nota:** Tesis - Escuela profesional de Ingeniería Ambiental y Forestal - Universidad Nacional de Juliaca.

**Código:** 01-000054-01/C72

**Nota:** Incluye bibliografía

**Asesor:** M.Sc. Hugo Apaza Aquino

**Palabras clave:** Aguas residuales, coagulación, electrocoagulación, microplásticos.

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS DE LA INGENIERÍA**  
**ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERIA**  
**AMBIENTAL Y FORESTAL**

**“EFICIENCIA DE LA COAGULACIÓN Y  
ELECTROCOAGULACIÓN EN LA REDUCCIÓN DE  
MICROPLÁSTICOS DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE  
AGUAS RESIDUALES DEL DISTRITO DE COATA-PUNO”**

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE  
INGENIERO AMBIENTAL Y FORESTAL**

**Presentado por:**

Bach. Cinthia Danitza Condori Quilla

Bach. Efrain Guido Pacohuanaco Chata

**Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:**

Mg. Cesar Enrique Yupanqui Bendita

**PRESIDENTE DE JURADO**



---

M.Sc. Yesica Magnolia Mamani Arpasi

**JURADO (Secretario)**



---

**2° MIEMBRO**

M.Sc. Ebed David Paredes Rodríguez

**JURADO (Vocal)**



---

**3° MIEMBRO**



---

M.Sc. Hugo Apaza Aquino

**ASESOR DE TESIS**




## 5% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...

### Filtrado desde el informe

- Bibliografía
- Texto citado
- Texto mencionado
- Coincidencias menores (menos de 10 palabras)

### Fuentes principales

- 4%  Fuentes de Internet
- 1%  Publicaciones
- 3%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

### Marcas de integridad

#### N.º de alertas de integridad para revisión

No se han detectado manipulaciones de texto sospechosas.

Los algoritmos de nuestro sistema analizan un documento en profundidad para buscar inconsistencias que permitirían distinguirlo de una entrega normal. Si advertimos algo extraño, lo marcamos como una alerta para que pueda revisarlo.

Una marca de alerta no es necesariamente un indicador de problemas. Sin embargo, recomendamos que preste atención y la revise.



# Cinthia Danitza Condori Quilla Efrain Guido Pacohu...

## EFICIENCIA DE LA COAGULACIÓN Y ELECTROCOAGULACIÓN EN LA REDUCCIÓN DE MICROPLÁS...

 Universidad Nacional de Juliaca

### Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid::3117:503988143

Fecha de entrega

26 sep 2025, 3:08 p.m. GMT-5

Fecha de descarga

26 sep 2025, 3:10 p.m. GMT-5

Nombre del archivo

BORRADOR DE TESIS 2025-EFRAIN -CINTHIA - CORREGIDO 26.09.2025 (1).pdf

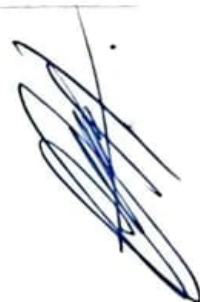
Tamaño del archivo

3.3 MB

149 páginas

35.771 palabras

203.606 caracteres



## DEDICATORIA

### *A Dios*

A Dios por guiar nuestro camino en cada paso que hemos dado y cada peldaño que fuimos escalando.

### *A nuestra familia*

A nuestra familia, por su incondicional apoyo y amor, sin el cual no hubiera sido posible culminar esta tesis.

## **AGRADECIMIENTO**

A Dios por guiar nuestro camino, brindarnos la fortaleza y perseverancia para superar los obstáculos durante la ejecución del presente trabajo de investigación.

Nuestro agradecimiento a todas las personas que estuvieron presente en el transcurso de estos 5 años de pre grado, amigos y familiares, por sus enseñanzas, motivación y sabios consejos.

Nuestro sincero agradecimiento a nuestro asesor de tesis M.Sc. Hugo Apaza Aquino, por su valiosa guía, orientación, disposición y apoyo constante durante este tiempo de formulación, ejecución y presentación de tesis.

## ÍNDICE GENERAL

DEDICATORIA .....	i
AGRADECIMIENTO .....	ii
ÍNDICE GENERAL .....	iii
ÍNDICE DE TABLAS .....	vii
ÍNDICE DE FIGURAS .....	ix
ÍNDICE DE ANEXOS .....	xii
GLOSARIO DE TÉRMINOS .....	xiii
RESUMEN .....	xiv
ABSTRACT .....	xv
INTRODUCCIÓN.....	xvi
CAPÍTULO I.....	1
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA .....	1
1.1. Descripción del problema.....	1
1.2. Formulación del problema.....	2
1.2.1. Problema general .....	2
1.2.2. Problema específico.....	3
1.3. Objetivos de la investigación.....	3
1.3.1. Objetivo general .....	3
1.3.2. Objetivos específicos.....	3
1.4. Justificación de la investigación .....	4
1.4.1. Justificación técnica.....	4
1.4.2. Justificación económica.....	5
1.4.3. Justificación social.....	5
1.4.4. Justificación ambiental .....	6

CAPÍTULO II.....	7
REVISIÓN DE LITERATURA .....	7
2.1. Antecedentes .....	7
2.1.1. Antecedentes internacionales.....	7
2.1.2. Antecedentes nacionales .....	8
2.1.3. Antecedentes locales.....	9
2.2. Marco teórico .....	10
2.2.1. Plástico.....	10
2.2.2. Industrias del plástico en el Perú .....	12
2.2.3. Microplásticos.....	12
2.2.4. Contaminación ambiental .....	18
2.2.5. Contaminantes asociados a los microplásticos .....	19
2.2.6. Contaminación en las cadenas alimentarias.....	19
2.2.7. Microplásticos en aguas residuales.....	19
2.2.8. Comportamiento ambiental de los microplásticos.....	20
2.2.9. Métodos espectroscópicos .....	20
2.2.9. Electrocoagulación.....	21
2.2.10. Coagulación .....	26
2.2.11. Parámetros de calidad .....	29
2.2.12. Aspecto físico ambientales del rio Coata.....	31
CAPÍTULO III .....	32
MATERIALES Y MÉTODOS.....	32
3.1. Nivel, tipo y diseño de investigación .....	32
3.2. Ámbito de estudio .....	32
3.3. Ubicación geográfica.....	32

3.4. Ubicación política .....	33
3.5. Ubicación del punto de muestreo .....	33
3.6. Población, muestra, muestreo y unidad de análisis.....	35
3.6.1. Población.....	35
3.6.2. Muestra .....	35
3.6.3. Muestreo .....	35
3.6.4. Unidad muestral .....	35
3.2. Materiales y reactivos.....	36
3.2.1. Materiales.....	36
3.3. Metodología .....	36
3.3.1. Recolección de muestra .....	36
3.3.2. Pretratamiento de la muestra.....	37
3.3.3. Proceso de electrocoagulación.....	37
3.3.4. Proceso de coagulación.....	38
3.3.5. Cálculo de la eficiencia de remoción de microplásticos .....	39
3.3.6. Cuantificación, caracterización física y química de microplásticos .....	39
3.3.7. Análisis estadísticos .....	41
CAPITULO IV .....	52
RESULTADOS Y DISCUSIONES .....	52
4.1. Eficiencia de reducción de microplástico mediante la electrocoagulación y coagulación.....	52
4.2. Condiciones óptimas de densidad de corriente, tiempo electrolítico y espaciado entre electrodos en la reducción de microplásticos .....	57
4.2.1. Comportamiento de la densidad de corriente en el proceso de electrocoagulación .....	59
4.2.2. Comportamiento del tiempo electrolítico en el proceso de electrocoagulación .....	60

4.2.3. Comportamiento de la distancia entre electrodos en el proceso de electrocoagulación .....	62
4.3. Condiciones óptimas de dosis de coagulante, velocidad de mezcla y tiempo de mezcla para la reducción de microplásticos de las aguas residuales mediante la tecnología de coagulación.....	63
4.3.1. Comportamiento de las dosis de coagulante.....	66
4.3.2. Comportamiento de la velocidad de agitación.....	68
4.3.3. Comportamiento de pH.....	69
4.4. Cuantificación de microplásticos presentes en el pre y post tratamiento mediante las tecnologías de coagulación y electrocoagulación de las aguas residuales. ....	70
4.5. Realizar la caracterización física y química de los microplásticos de las aguas residuales.....	75
4.5.1. Caracterización del color de los microplásticos.....	75
4.5.3. Caracterización de la forma de los microplásticos .....	77
4.5.4. Caracterización química de los microplásticos.....	79
CAPÍTULO V.....	81
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES .....	81
5.1. Conclusiones .....	81
5.2. Recomendaciones.....	82
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	84
ANEXOS .....	101

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Aplicaciones de los plásticos termoplásticos .....	10
Tabla 2. Aplicación de los plásticos termoestables .....	11
Tabla 3. Aplicación de los plásticos elastómeros .....	11
Tabla 4. Definición y fuentes potenciales de microplásticos .....	16
Tabla 5. Microplásticos utilizados y sus principales aplicaciones .....	18
Tabla 6. Características operativas del policloruro de aluminio (PAC) como coagulante..	28
Tabla 7. Límites Máximos Permisibles para los efluentes de PTAR .....	31
Tabla 8. Coordenadas de ubicación geográfica de la planta de tratamiento de aguas residuales .....	32
Tabla 9. Punto de muestreo de aguas residuales .....	33
Tabla 10. Detalle de la toma de muestras para la evaluación de tecnologías de tratamiento .....	37
Tabla 11. Codificación para la caracterización física y química de microplásticos en el proceso de electrocoagulación.....	40
Tabla 12. Codificación para la caracterización física y química de microplásticos en el proceso de coagulación.....	40
Tabla 13. Diseño factorial aplicado al proceso de electrocoagulación para la remoción de microplásticos.....	45
Tabla 14. Factores independientes y niveles codificados en el diseño factorial del proceso de electrocoagulación .....	45
Tabla 15. Diseño factorial aplicado al proceso de coagulación para la remoción de microplásticos.....	46
Tabla 16. Factores independientes y sus niveles codificados en el diseño factorial para el tratamiento de la coagulación .....	47
Tabla 17. Tes de homogeneidad de varianzas de Bartlett's .....	55
Tabla 18. Media y desviación estándar por tipo de tecnología .....	56

Tabla 19. Comparación de la coagulación y electrocoagulación en la eficiencia de reducción de microplásticos. ....	56
Tabla 20. ANOVA para los factores de electrocoagulación .....	58
Tabla 21. ANOVA para los factores de coagulación .....	64
Tabla 22. Microplásticos presentes mediante las tecnologías de coagulación y electrocoagulación .....	70
Tabla 23. Análisis de normalidad de los datos con Shapiro wilk electrocoagulación.....	71
Tabla 24. Comparación de la cantidad de microplásticos por tratamiento (Pre test - Post Test) .....	71
Tabla 25. Masa de papel filtro en proceso de electrocoagulación.....	110
Tabla 26. Masa de papel filtro en proceso de coagulación.....	110
Tabla 27. Eficiencia de remoción de microplásticos por electrocoagulación .....	113
Tabla 28. Eficiencia de remoción de microplásticos por coagulación .....	113
Tabla 29. Factores evaluados en el proceso de electrocoagulación con sus medias y desviaciones estándar. ....	120
Tabla 30. Factores evaluados en el proceso de electrocoagulación con sus medias y desviaciones estándar .....	121
Tabla 37. Matriz de consistencia .....	125
Tabla 38. Operacionalización de variables.....	128

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Categorías de tamaño estandarizadas de piezas de plástico.....	13
Figura 2. Microplásticos primarios recuperados del medio acuático .....	14
Figura 3. Microplásticos secundarios recuperados del medio acuático.....	15
Figura 4. Formas de los microplásticos. ....	16
Figura 5. Escala de tamaños aceptada para plásticos y sus productos de degradación física .....	17
Figura 6. Colores de microplásticos hallados en muestras de agua residual .....	17
Figura 7. Posibles fuentes de microplásticos. ....	20
Figura 8. Montaje experimental del proceso de electrocoagulación .....	22
Figura 9. Secuencia de interacción de los microplásticos en una reacción electroquímica.	23
Figura 10. Ubicación del punto de muestreo en la planta de tratamiento de aguas residuales del distrito de Coata, Puno.....	34
Figura 11. Eficiencia de remoción de microplásticos por electrocoagulación .....	52
Figura 12. Eficiencia de la remoción de microplásticos por el proceso de coagulación. ....	53
Figura 13. Eficiencia comparativa de la coagulación y la electrocoagulación en la remoción de microplásticos .....	56
Figura 14. Eficiencia de remoción de microplásticos en función del espacio entre electrodos, el tiempo electrolítico y la densidad de corriente en el proceso de electrocoagulación. ....	58
Figura 15. Efecto de la densidad de corriente sobre la eficiencia de remoción de microplásticos.....	59
Figura 16. Efecto del tiempo electrolítico sobre la eficiencia de remoción de microplásticos. ....	60
Figura 17. Efecto de la distancia entre electrodos sobre la eficiencia de remoción de microplásticos.....	62
Figura 18. Eficiencia de remoción de microplásticos en función del pH, dosis de coagulante y velocidad de agitación en el proceso de coagulación. ....	65

Figura 19. Efecto de la dosis de coagulante sobre la eficiencia de remoción de microplásticos.....	66
Figura 20. Efecto de la velocidad de agitación sobre la eficiencia de remoción de microplásticos.....	68
Figura 21. Efecto del pH sobre la eficiencia de remoción de microplásticos. ....	69
Figura 22. Comparación de la cuantificación de microplásticos previo y posterior al tratamiento por electrocoagulación. ....	72
Figura 23. Comparación de la cuantificación de microplásticos previo y posterior al tratamiento por coagulación. ....	73
Figura 24. Caracterización de los microplásticos según su color.....	75
Figura 25. Microplásticos caracterizados por color en las muestras analizadas .....	76
Figura 26. Caracterización de los microplásticos según su color.....	77
Figura 27. Microplásticos caracterizados por su forma en las muestras analizadas.....	78
Figura 28. Caracterización química de los microplásticos hallados en las muestras .....	79
Figura 29. Recolección de muestras en la planta de tratamiento de aguas residuales.....	103
Figura 30. Proceso experimental de electrocoagulación. ....	103
Figura 31. Ajuste de pH previo al proceso de coagulación y electrocoagulación.....	104
Figura 32. Proceso de coagulación en la prueba de jarras.....	104
Figura 33. Pesaje del papel filtro para determinar la eficiencia de remoción de microplásticos.....	105
Figura 34. Caracterización física de los microplásticos hallados en las muestras de agua residual.....	105
Figura 35. Microplásticos hallados en muestras de aguas residuales.....	106
Figura 36. Media entre electrocoagulación y coagulación .....	116
Figura 37. Prueba t de Student aplicada a la comparación de coagulación y electrocoagulación .....	116
Figura 38. Test de Bonferroni para la densidad de corriente.....	117

Figura 39. Análisis post hoc Bonferroni del efecto del tiempo electrolítico en la eficiencia de remoción de microplásticos .....	117
Figura 40. Análisis post hoc Bonferroni del efecto del espacio entre electrodos en la eficiencia de remoción de microplásticos.....	118
Figura 41. Análisis post hoc Bonferroni del efecto de la dosis de coagulante en la eficiencia de remoción de microplásticos .....	118
Figura 42. Análisis post hoc Bonferroni del efecto de la velocidad de agitación en la eficiencia de remoción de microplásticos.....	119
Figura 43. Análisis post hoc Bonferroni del efecto del pH en la eficiencia de remoción de microplásticos.....	119

## ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Registros fotográficos .....	102
Anexo 2. Cadena de custodia .....	107
Anexo 3. Masas de papel filtro .....	109
Anexo 4. Eficiencia de remoción de microplásticos .....	112
Anexo 5. Análisis estadístico.....	115
Anexo 6. Informes de ensayo de laboratorio .....	122
Anexo 7. Matriz de consistencia.....	124
Anexo 8.Operacionalización de variables .....	127

## GLOSARIO DE TÉRMINOS

PC:	Policarbonato
HDPE:	Polietileno de alta densidad
PTFE:	Politetrafluoroetileno
PE:	Polietileno
PVC:	Policloruro de vinilo
PUR:	Poliuretano
PP:	Polipropileno
PET:	Polietileno tereftalato
PA:	Poliamida
EVA:	Etileno-vinil-acetato
PMMA:	Polimetilmetacrilato
PEVA:	Polietileno-vinil-acetato
PL/PES:	Poliéster
MP/L	Microplástico por litro
PAC	Policloruro de aluminio
pH	Potencial de hidrogeniones
MINAM	Ministerio del ambiente
MVCS	Ministerio de vivienda, construcción y saneamiento
LMP	Límites máximos permisibles
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales

## RESUMEN

Las plantas de tratamiento de aguas residuales no son diseñadas específicamente para remover microplásticos, lo que permite su liberación hacia cuerpos superficiales de agua, esta problemática se agrava ante la ausencia de una normativa específica en el Perú que regule este contaminante, generando impactos negativos en los ecosistemas y la salud humana. En tal sentido, esta investigación tuvo como objetivo establecer las condiciones óptimas de operación de las tecnologías de electrocoagulación y coagulación para la remoción de microplásticos en aguas residuales, cuantificar la reducción de microplásticos antes y después de la aplicación de ambos tratamientos, y realizar la caracterización fisicoquímica de los microplásticos. Para ello, se realizó un muestreo no probabilístico en el afluente de la planta de tratamiento de aguas residuales del distrito de Coata, posteriormente, se aplicaron los procesos de electrocoagulación y coagulación bajo condiciones controladas. La cuantificación y caracterización física de los microplásticos se realizó mediante estereoscopía óptica, y la caracterización química mediante espectroscopía Raman. Los mejores resultados para la electrocoagulación se lograron con una densidad de corriente de 32 mA/cm<sup>2</sup>, 20 minutos de tiempo electrolítico y 1 cm de separación entre electrodos; los mejores resultados para la coagulación se obtuvieron con una dosis de coagulante de 150 mg/L de coagulante, velocidad de agitación de 400 – 120 rpm y pH 7.4. La concentración de microplásticos disminuyó de 37.1 MP/L a 5.6 MP/L con la tecnología de electrocoagulación y de 35.4 MP/L a 9.8 MP/L con la tecnología de coagulación. Predominaron microplásticos de color blanco y azul, en forma de fibras y fragmentos, prevaleciendo polietileno y poliéster. La electrocoagulación alcanzó una eficiencia de remoción del 98 %, superando a la coagulación que alcanzó un 88 %, siendo el método más eficiente.

Palabras clave: Aguas residuales, coagulación, electrocoagulación, microplásticos.

## ABSTRACT

Wastewater treatment plants are not specifically designed to remove microplastics, allowing them to be released into surface water bodies. This problem is exacerbated by the absence of specific regulations in Peru governing this pollutant, generating negative impacts on ecosystems and human health. In this regard, the objective of this research was to establish the optimal operating conditions for electrocoagulation and coagulation technologies for the removal of microplastics in wastewater, quantify the reduction of microplastics before and after the application of both treatments, and perform the physicochemical characterization of the microplastics. To this end, non-probabilistic sampling was carried out in the influent of the wastewater treatment plant in the district of Coata, after which electrocoagulation and coagulation processes were applied under controlled conditions. The quantification and physical characterization of the microplastics was carried out using optical stereoscopy, and the chemical characterization using Raman spectroscopy. The best results for electrocoagulation were achieved with a current density of 32 mA/cm<sup>2</sup>, 20 minutes of electrolytic time, and 1 cm of separation between electrodes. The best results for coagulation were obtained with a coagulant dose of 150 mg/L, an agitation speed of 400–120 rpm, and a pH of 7.4. The concentration of microplastics decreased from 37.1 MP/L to 5.6 MP/L with electrocoagulation technology and from 35.4 MP/L to 9.8 MP/L with coagulation technology. White and blue microplastics predominated, in the form of fibers and fragments, with polyethylene and polyester prevailing. Electrocoagulation achieved a removal efficiency of 98%, surpassing coagulation, which achieved 88%, making it the most efficient method.

Keywords: Wastewater, coagulation, electrocoagulation, microplastics.

## INTRODUCCIÓN

El plástico se ha convertido en una parte esencial de la vida moderna con numerosas aplicaciones en las actividades cotidianas (Narwal & Kakakhel, 2025), su producción se expandió de 200 millones de toneladas en 1950 a 459.75 millones de toneladas en 2019 (Y. Yang et al., 2024). Pequeños fragmentos de plásticos que poseen un tamaño menor a 5 mm se denominan microplásticos (Peixoto et al., 2019) y provienen de diversas fuentes como el desgaste de productos plásticos, el consumo de productos cosméticos con microesferas, la fragmentación de objetos plásticos más grandes, etc. (Marcharla et al., 2024). La escorrentía superficial y las plantas de tratamiento de aguas residuales son los principales contribuyentes de contaminación por microplásticos en los cuerpos de agua superficiales (Meijer et al., 2021), logrando persistir durante largos períodos de tiempo, logrando acumularse en la biota y transferirse entre niveles tróficos, lo que lleva a la biomagnificación de sustancias tóxicas (Fahrenfeld et al., 2019) debido a que los microplásticos son capaces de adsorber y transportar diversos contaminantes tóxicos como metales pesados y contaminantes orgánicos persistentes (M. Li et al., 2025).

Actualmente, múltiples estudios confirman que las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) constituyen una de las principales vías para la liberación de MP a los ecosistemas acuáticos (Huang et al., 2020), a pesar de que los sistemas convencionales de las PTAR no están diseñados específicamente para remover MP (Tadsuwan & Babel, 2022) pueden alcanzar eficiencias de remoción elevada, con una eficiencia media de 35.5 % en el tratamiento preliminar, 65.6 % en el tratamiento primario, 75.6 % en el tratamiento secundario y hasta 96.3 % en el terciario tratamiento (Zoccali et al., 2025); estos datos evidencian que las PTAR contribuyen a la remoción de MP; sin embargo, siguen siendo una fuente constante de emisión debido al elevado volumen de agua tratada que descargan diariamente.

En el Perú, el vertimiento de efluentes tratados de las PTAR domésticas está regulado por el Decreto Supremo N.º 003-2010-MINAM, donde se establece los Límites Máximos Permisibles (LMP) para parámetros físicos, químicos y biológicos, tales como aceites y grasas, coliformes Termotolerantes, demanda bioquímica de oxígeno ( $DBO_5$ ), demanda química de oxígeno (DQO), pH, sólidos totales en suspensión (STS) y temperatura (MINAM, 2010), no obstante, dicha normativa no contempla los MP como parámetro de

control, lo cual evidencia una brecha en la regulación ambiental nacional frente a contaminantes emergentes, en contraste, la Directiva (UE) 2024/3019 del Parlamento Europeo y del Consejo ya incorpora lineamientos específicos para el monitoreo y gestión de micro contaminantes, incluidos los microplásticos en aguas residuales tratadas (European Union, 2024).

Estudios realizados a nivel internacional en países como China, Japón, Alemania, Reino Unido, Países Bajos y a nivel nacional han demostrado la presencia de microplásticos (MP) en los efluentes de las PTAR (Yaseen, Assad, Sofi, et al., 2022)(Fuentes, 2022) (López & Salirrosas, 2024) lo que ha impulsado la investigación de tecnologías capaces de remover MP de aguas residuales como la electrocoagulación considerando que no generan contaminación secundaria y proporcionan una buena eficiencia de tratamiento en tiempos de reacción cortos (Subair, K L, Chellappan, Rahuman A, Hridya, Devi, Salkka S, Indu, Pugazhendhi, Chinglenthoba, et al., 2024) y la coagulación que es una tecnología capaz de remover microplásticos por poseer propiedades físicas similares a los coloides y sólidos suspendidos (Zhou et al., 2021a).

# CAPÍTULO I

## PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

### 1.1. Descripción del problema

La producción mundial de residuos sólidos entre ellos los plástico fue incrementando exponencialmente en los últimos años (Ritchie & Roser, 2022), en el 2021 la producción a nivel mundial superó los 390 millones de toneladas (PlasticsEurope, 2022) y se prevé 1231 millones de toneladas para el año 2060 (Vilela, 2022). Según el (Ministerios del Ambiente, 2018) en el Perú se utilizan aproximadamente 30 kilos de plásticos por ciudadano al año, terminando en fuentes superficiales de agua que con el tiempo se convierten en microplásticos mediante foto degradación, impacto mecánico, erosión ambiental o degradación microbiana, provocando un impacto en los cuerpos receptores como ríos, lagos o mar (Aragaw, 2020).

Las plantas de tratamiento de aguas residuales cumplen un papel importante en la reducción de la contaminación por microplásticos en los cuerpos de agua (Maw et al., 2024); sin embargo, en la actualidad las mayores aportaciones de microplásticos son provenientes de las plantas de tratamiento de aguas residuales (Egea-Corbacho et al., 2023; Fan et al., 2023; Le et al., 2023; Monira et al., 2023; X. Xu et al., 2019a; Yaseen, Assad, Sharjeel, et al., 2022) debido a que no están diseñadas para la eliminación de este tipo de contaminantes (Tran et al., 2018; X. Xu et al., 2019b). Se han encontrado microplásticos primarios principalmente en artículos de cuidado personal, cosméticos, productos industriales, microfibras de ropa sintética y pellets de plásticos; y microplásticos secundarios que se originan a partir de la descomposición de plásticos más grandes (Lv et al., 2019a). Un aspecto muy importante a considerar son sus características peculiares como la densidad, hidrofobicidad y recalcitrancia (Aragaw, 2020) que los convierten en excelentes portadores de contaminantes orgánicos hidrofóbicos, metales pesados y bacterias patógenas (Sheriff et al., 2023), además su pequeño tamaño los hace más propensos a ser ingeridos por la biota acuática (Amato-lourenço et al., 2021; Vaid et al., 2021) logrando ingresar a la cadena alimentaria humana provocando graves impactos en la salud humana (chouchene et al., 2023; Saud et al., 2023). Durante la digestión, los microplásticos pueden ser endocitados por las

células dendríticas, transportándolos al sistema linfático, las venas o directamente a través del tracto gastrointestinal a órganos como el hígado (Van Raamsdonk et al., 2020), provocando desequilibrios en la flora intestinal, inflamación, problemas metabólicos e incluso cambios cromosómicos, lo que podría causar trastornos genéticos, reducción de la calidad del esperma e infertilidad (Sharma & Chatterjee, 2017).

A pesar de que la planta de tratamiento de aguas residuales del distrito de Coata está diseñada para depurar aguas residuales, no cuenta con un sistema especializado para la eliminación de partículas microscópicas de plástico, lo que permite que grandes cantidades de microplásticos continúen su curso ejerciendo una fuerte presión ambiental al río Coata donde se vierten las aguas residuales (Morales et al., 2017), que a su vez es uno de los 25 ríos tributarios a la cuenca endorreica del Titicaca (Martínez & Zuleta, 2007), este problema afecta gravemente a la fauna silvestre (aves, anfibios y otras especies) y a la salud humana a través de la cadena trófica (Apaza et al., 2019).

La ausencia de una estrategia específica para el tratamiento de estos contaminantes emergentes podría estar incidiendo en la calidad de los cuerpos de agua receptores y, potencialmente, en la biodiversidad del Lago Titicaca, uno de los ecosistemas más representativos de América del Sur. Por ello, resulta pertinente evaluar tecnologías que permitan mejorar la eficiencia en la reducción de microplásticos. La coagulación y la electrocoagulación emergen como alternativas prometedoras, por ello, esta investigación propone analizar y comparar la eficiencia de ambas técnicas como una posible solución tecnológica para mejorar la calidad del tratamiento de aguas residuales de la planta de tratamiento del distrito de Coata, contribuyendo así a la protección del medio ambiente y la salud pública en la región.

## **1.2. Formulación del problema**

### **1.2.1. Problema general**

¿Cuál será la eficiencia de la coagulación y electrocoagulación para la reducción de microplásticos de las aguas residuales de la planta de tratamiento de aguas residuales del distrito de Coata-Puno?

### **1.2.2. Problema específico**

- ¿Cuáles serán las condiciones óptimas de la densidad de corriente, tiempo electrolítico y espaciado entre electrodos en la reducción de microplásticos de las aguas residuales mediante la tecnología de electrocoagulación?
- ¿Cuáles serán las condiciones óptimas de la dosis de coagulante, velocidad de mezcla y pH para la reducción de microplásticos de las aguas residuales mediante la tecnología de coagulación?
- ¿Cuál será la cantidad de remoción de microplásticos presentes en las aguas residuales en el pre y post tratamiento mediante las tecnologías de coagulación y electrocoagulación?
- ¿Cuáles serán las características físicas y químicas de los microplásticos de las aguas residuales?

## **1.3. Objetivos de la investigación**

### **1.3.1. Objetivo general**

Evaluar la eficiencia de la coagulación y electrocoagulación en la reducción de microplásticos de la planta de tratamiento de aguas residuales del distrito de Coata-Puno.

### **1.3.2. Objetivos específicos**

- Establecer las condiciones óptimas de la densidad de corriente, tiempo electrolítico y espaciado entre electrodos en la reducción de microplásticos de las aguas residuales mediante la tecnología de electrocoagulación.
- Determinar las condiciones óptimas de la dosis de coagulante, velocidad de mezcla y pH para la reducción de microplásticos de las aguas residuales mediante la tecnología de coagulación.
- Cuantificar la remoción de los microplásticos presentes en el pre y post tratamiento mediante las tecnologías de coagulación y electrocoagulación de las aguas residuales.
- Realizar la caracterización física y química de los microplásticos de las aguas residuales.

## **1.4. Justificación de la investigación**

### **1.4.1. Justificación técnica**

Aunque a nivel internacional se ha reportado que los tratamientos primarios, secundarios y terciarios en plantas de tratamiento de aguas residuales pueden contribuir a la retención parcial de microplásticos (Carnevale Miino et al., 2024), en el contexto peruano, las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) carecen de tecnologías especializadas y recursos adecuados para enfrentar la presencia de microplásticos, debido a la ausencia de una normativa específica que regule o fiscalice este tipo de contaminante, lo que favorece su liberación continua al ambiente (Xue et al., 2021); por ello, resulta prioritario investigar y evaluar alternativas tecnológicas adaptables y efectivas para mejorar la remoción de estos contaminantes emergentes.

Existen diversas tecnologías que podrían abordar este problema, como la tecnología de biorreactor de membrana (MBR), que ha alcanzado una eficiencia destacada del 99.45%, convirtiéndola en una de las soluciones más eficaces hasta la fecha (Lv et al., 2019b); no obstante, presenta limitaciones, como la obstrucción de las membranas y el elevado costo de los módulos de membrana, instalación y operación (Z. Hu et al., 2024). El carbón activado granular (GAC) alcanza una eficiencia del 67.5%, que es relativamente baja, este resultado podría estar relacionado con el hecho de que el sistema GAC posee poros más grandes en el lecho que los microplásticos, lo que reduce la eficiencia del proceso de filtración (Bitter et al., 2022). La filtración rápida de arena (RSF) muestra una alta eficiencia del 97% (Mason et al., 2016); sin embargo, esta eficiencia podría reducirse hasta un 15% debido al aumento de la porosidad del medio filtrante, lo que disminuye la tasa de eliminación y evidencia una cierta inconsistencia en la remoción de microplásticos. Por otro lado, diversos estudios han demostrado que la coagulación es un método eficaz para la eliminación de microplásticos, alcanzando una eficiencia de 87% (Z. Hu et al., 2024), si bien no alcanza una eficiencia tan alta comparada con tecnologías basadas en la filtración, resulta ser más económica y adecuada para plantas con presupuesto limitado (Z. Chen et al., 2021) (Gaps et al., 2023; Shen et al., 2020). Del mismo modo la electrocoagulación también destaca por su alta tasa de remoción, alcanzando un

98.5%, lo que la posiciona como una tecnología emergente para la eliminación de microplásticos, capaz de eliminar partículas de tamaños extremadamente pequeños (S. Garcia et al., 2017), además, esta tecnología es ambientalmente amigable, ya que no requiere el uso de productos químicos adicionales, a diferencia de la coagulación convencional (Perren et al., 2018), esta característica no solo contribuye a la sostenibilidad, sino que también permite reducir los costos operativos (F. Liu et al., 2023).

#### **1.4.2. Justificación económica**

La coagulación química es una tecnología ampliamente utilizada en el tratamiento de aguas residuales, reconocida por la disponibilidad de sus insumos como el sulfato de aluminio y el cloruro férrico, y por su facilidad de implementación en diversas condiciones operativas (Gaps et al., 2023; Shen et al., 2020). Si bien la eficiencia en la remoción de microplásticos puede ser menor frente a tecnologías avanzadas como la filtración por membranas, estudios reportan eficiencias de hasta 80–90%, lo que la convierte en una alternativa viable en contextos donde se requiere una solución práctica y de bajo requerimiento tecnológico (Z. Hu et al., 2024).

Por otro lado, la electrocoagulación se presenta como una técnica emergente con potencial en áreas donde el acceso a ciertos insumos químicos es limitado, destacando su capacidad de operar incluso con fuentes de energías renovables alternativas como la energía solar, lo que favorece su aplicación en zonas rurales o aisladas (Sandoval et al., 2021) (R. Chen et al., 2021; Nidheesh et al., 2021), todos estos aspectos mencionados hacen que la electrocoagulación ofrezcan una justificación económica sólida debido a su capacidad para reducir los costos, junto con su compatibilidad ambiental, la convierten en una opción atractiva.

#### **1.4.3. Justificación social**

A pesar del creciente reconocimiento sobre el impacto de los microplásticos en los ecosistemas acuáticos y en la salud humana, en el Perú no existe una normativa específica ni vigente que regule el vertimiento de aguas residuales que contengan microplásticos. La legislación nacional, incluyendo el decreto supremo N.º 003-2010-MINAM, establece límites máximos permisibles (LMP) para diversos

parámetros fisicoquímicos y microbiológicos (MINAM, 2010), pero aún no se contempla a los microplásticos como un contaminante regulado. Esta ausencia normativa evidencia una laguna técnica y legal frente a un problema emergente, dificultando el control y la fiscalización de los procesos de tratamiento de las aguas residuales de las plantas de tratamiento que como en el caso de las plantas de tratamiento de aguas residuales del distrito de Coata. Esta falta de regulación nacional impide establecer responsabilidades, implementar estándares de tratamiento adecuados o diseñar políticas públicas para prevenir la liberación de microplásticos.

#### **1.4.4. Justificación ambiental**

Las aguas residuales de las PTAR actúan como un portador de contaminación por microplásticos desde la fuente hasta el medio ambiente acuático (Carnevale Miino et al., 2024), tal es el caso de la planta de tratamiento de aguas residuales del distrito de Coata donde posiblemente no se logró remover este contaminante durante el proceso de tratamiento convencional, lo que representa una preocupación ambiental creciente. Esta deficiencia tecnológica permite que dichos contaminantes lleguen al río Coata, y eventualmente al Lago Titicaca (MINAM, 2013), generando impactos negativos en la calidad del agua y en la biodiversidad acuática. Los microplásticos, por su tamaño microscópico y alta resistencia a la degradación, persisten en el ambiente y se acumulan en los organismos acuáticos, alterando los ecosistemas y generando riesgos ecológicos de largo plazo (S. Zhang et al., 2023), que representa una amenaza para la seguridad alimentaria y la salud humana (Kaur et al., 2022).

## CAPÍTULO II

### REVISIÓN DE LITERATURA

#### 2.1. Antecedentes

##### 2.1.1. Antecedentes internacionales

Shen et al. (2022), investigaron los parámetros óptimos para el proceso de electrocoagulación, así como las propiedades de las aguas residuales, parámetros como el pH, la concentración de electrolitos, la densidad del voltaje, los materiales de los ánodos, el tipo y las concentraciones de microplásticos. El ánodo de aluminio fue mejor que el hierro en la eliminación de microplásticos y la tasa de eliminación fue al 80% en todos los experimentos. La eliminación de cuatro microplásticos por electrocoagulación puede alcanzar más del 82% en el rango de pH 3-10, y la mejor tasa de eliminación fue del 93,2% para polietileno, 91,7% para polimetilmetacrilato, 98,2% para acetato de celulosa y 98,4% para polipropileno a pH. 7.2.

R. Xu et al. (2022), estudiaron la eliminación de microplásticos y metales pesados de la planta de tratamiento de aguas residuales mediante la tecnología de electrocoagulación. Se analizaron los efectos de la densidad de corriente, el pH inicial y el tiempo de reacción en la velocidad de eliminación. La eficiencia óptima de eliminación de metales pesados y microplásticos, donde se obtuvo tasas de eliminación de 95,16% y 97,5%, respectivamente.

Elkhatib et al. (2021), evaluaron la eficacia de la electrocoagulación para la eliminación de microplásticos, utilizando soluciones sintéticas como muestras de aguas residuales y de poliéster comercial. Las variables evaluadas fueron la densidad de corriente (1,92–8,07 mA/cm<sup>2</sup>), el pH (2–7), el rango de tamaño de los microplásticos (25–1500 μm) y el tiempo de electrólisis (0–90 min). Cuando se utilizaron soluciones sintéticas con valores de pH de 4 y 7 y densidades de corriente de 2,88 y 8,07 mA/cm<sup>2</sup>, la eficiencia fue al 99% en todos los casos. Utilizando muestras reales de aguas residuales, la eficiencia de eliminación fue del 96,5 %.

(Zhou et al., 2021a), determinaron el rendimiento de cloruro de polialuminio y cloruro férrico a diferentes dosis como coagulantes para eliminar microplásticos de poliestireno (PS) y polietileno (PE). Los resultados muestran que a 60 mg/L el PAC

alcanzó eficiencias de remoción de hasta 91,2 % para PS y 92,4 % para PE, mientras que a 60 mg/L el FeCl<sub>3</sub> obtuvo 83,7 % y 86,1 % para PS y PE respectivamente, bajo condiciones óptimas de pH y agitación, concluyendo que el cloruro de polialuminio tuvo un mejor desempeño en la coagulación.

(I. Lee et al., 2024) Evaluaron la eficacia del proceso de coagulación para mejorar la eliminación de microplásticos (MP) presentes en aguas residuales generadas por el concentrado de ósmosis inversa (OI), la microfiltración por retrolavado (MF) y los productos químicos utilizados en la limpieza de membranas en plantas industriales de tratamiento de agua, se utilizó policloruro de aluminio (PAC) como coagulante, logrando tasas de eliminación superiores al 90 % bajo condiciones óptimas de dosificación (150 mg/L) y pH (9).

Rajala et al. (2020), investigaron la eliminación de microplásticos del efluente de plantas de tratamiento secundario de aguas residuales mediante coagulación y floculación con productos químicos a base de hierro, aluminio y poliaminas. Los resultados mostraron que el cloruro férrico corresponde a una eficiencia de eliminación superior al 99,4%, policloruro de aluminio del 98,2%, y la poliamina a un 65 %.

### **2.1.2. Antecedentes nacionales**

Silvera Espejo, (2023), tuvo como objetivo caracterizar los tipos de microplásticos en el agua y sedimentos en la orilla de la laguna El Oconal en el distrito de Villa Rica, departamento de Pasco; donde se estableció 5 puntos de muestreo y; se realizó el conteo y se identificó el tipo de polímeros. Se determinó en el agua de la orilla de la laguna 30MPs/L, en cuanto al tipo de polímero se encontraron al Poliestireno (PS), Siliconas (SI), Metacrilato de etilo (PMMA), Tereftalato de polietileno (PET) y Polietileno de baja densidad (LDPE).

(Fuentes, 2022), determinó la presencia de microplásticos en agua residual de la planta de tratamiento de agua residual Media Luna (PTAR-ML), ubicada en la provincia de Ilo, para determinar composición polimérica de MPs se utilizó equipo de microscopía de infrarrojos por transformada de Fourier (FTIR). Los resultados mostraron 11 tipos de polímeros en 409 partículas de microplásticos; siendo el polietileno, poliamida-nylon y polipropileno los polímeros con mayor frecuencia,

asimismo en el afluente y efluente de la PTAR-ML, se obtuvo una media de 67.5 y 17.4 de MPs/L respectivamente.

León & Alberto, (2023), identificó y caracterizó microplásticos en los lodos de la PTAR Covicorti, evaluando tres protocolos de extracción mediante digestión oxidativa con peróxido de hidrógeno (25%–35%) y tiempos de 6 a 24 h. Los resultados evidenciaron que ambas variables influyen significativamente en la recuperación de MPs, siendo más efectiva la combinación de 35% y 24 h. Se identificaron 975 microplásticos, mayormente fragmentos, fibras y de tipo PE, PP y PS, con predominancia de tamaños menores a 1 mm y colores celeste, verde y rojo.

Losno Prado & Iannacone Oliver, (2020), estudiaron la caracterización de los microplásticos (MP) en agua y sedimentos en la Laguna Mayor de los HPV durante septiembre del 2019 donde se recolectaron muestras de agua por arrastre vertical. Se hallaron en el agua 0,94 MPs/L y en los sedimentos 64 MPs/Kg; además, en los MPs de agua y sedimento predominaron el color blanco y celeste, en cuanto a la forma fragmento y película, y el tamaño de 401 a 500  $\mu\text{m}$ .

### **2.1.3. Antecedentes locales**

León Apaza, (2023), evaluó la presencia de microplásticos en el glaciar de montaña ubicado en la Rinconada, Cordillera de Apolobamba del departamento de Puno. Además, se establecieron 13 puntos de monitoreo para la obtención de muestras de nieve superficial, crioconita y sustrato; se obtuvo un total de 1179 microplástico, de los cuales en la nieve superficial se halló  $121.50 \pm 45.85$  MP /L, crioconita  $383 \pm 236.34$  MP /kg y para sustrato  $283.34 \pm 67.88$  MP/kg; la forma dominante fue el de tipo película 56.9%, en cuanto al color el más habitual es el blanco (54.96%) y celeste (19.50%), finalmente el tamaño promedio fue de 0.25  $\mu\text{m}$ .

Ordoñez & Sanchez, (2019), identificaron microplásticos en recursos hidrobiológicos: agua y especies de importancia comercial; *Odontesthes bonariensis* y *Orestias luteus* en el lago Titicaca - bahía de Puno, se tuvo 3 estaciones de muestreo Uros, Llachón y Amantaní. Se logró identificar la presencia de 175916.67 MPs/m<sup>3</sup> en agua superficial, 22583.34 MPs/m<sup>3</sup> en la columna de agua, con respecto a las especies, se encontró un promedio de 25.40 MPs/individuo en *O. luteus*, además los Uros presentó la mayor concentración de microplásticos consumidos, mientras que

para el *O. bonariensis* se encontró un promedio de 33.32 MPs/individuo y fue Llachón en donde se presentó la mayor concentración de microplásticos.

## 2.2. Marco teórico

### 2.2.1. Plástico

El plástico es un término genérico que abarca una amplia gama de materiales a base de polímeros (FAO, 2019), siendo uno de los materiales más versátiles disponibles (Shi et al., 2023), están compuestos de grandes moléculas en forma de cadenas que se obtienen a través de la polimerización de pequeños compuestos orgánicos (es decir, polímeros) derivados del petróleo u otras sustancias naturales (Litholdo et al., 2025). Existen numerosos tipos de materiales plásticos, incluidos varios tipos de polímeros naturales modificados, plásticos termoestables, termoplásticos y plásticos biodegradables que pueden ser alternativas a los plásticos tradicionales (Moshood et al., 2022).

#### a. Aplicación de los plásticos

Cada plástico está diseñado con características específicas que lo hacen ideal para la aplicación a la que está destinado; esto permite proporcionar soluciones muy eficientes en el uso de los recursos (Plastics Europe, 2019), y los podemos agrupar en 3 familias según sus aplicaciones:

##### - Termoplástico

Son una familia de plásticos que pueden fundirse cuando se calientan y endurecerse cuando se enfrían, se pueden recalentar, moldear y enfriar varias veces (Plastics Europe, 2019).

**Tabla 1**

*Aplicaciones de los plásticos termoplásticos*

<b>Nombre</b>	<b>Propiedades</b>	<b>Aplicaciones</b>
Cloruro de Polivinilo (PVC)	Amplio rango de dureza	Tubería, suelas de zapatos, guantes, mangueras.
Poliestireno (PS)	Transparente, pigmentable	Películas transparentes para envoltorios de productos alimenticios.
Polietileno (PE)	Transparente	

Tereftalato de Polietileno (PET)	Alta resistencia al desgaste y corrosión, muy bien coeficiente de deslizamiento	Juguetes, bolsas, sacos, vasos, botellas, platos, etc.
Polipropileno (PP)	Gran resistencia al stress cracking	Juguetes, botellas, laminas, tubos, impresión 3D, etc.

*Nota.* Adaptado de (Espinoza, 2019).

- **Termoestables o termofijos**

Son una familia de plásticos que experimentan un cambio químico cuando se calientan, creando una red tridimensional, una vez calentados y moldeados, no se pueden volver a fundir y cambiar de forma (Plastics Europe, 2019).

**Tabla 2**

*Aplicación de los plásticos termoestables*

Nombre	Propiedades	Aplicaciones
Poliuretano (PUR)	Esponjoso y flexible	Espuma para colchones, asientos, barnices, etc.
Resinas fenólicas (PH)	Resistentes al choque, con fibras.	Utensilios de cocina, aspiradores, ceniceros, etc.
Melamina	Ligero, gran resistencia y dureza	Vajillas, aislante térmico y acústico, etc.

*Nota.* Adaptado de (Espinoza, 2019).

- **Elastómeros**

Materiales plásticos de origen natural o sintético, cuya estructura está formada por una red de varios eslabones, gracias a los cuales se estiran hasta 30 veces su tamaño y pueden volver a su estado normal sin cambios (Sung et al., 2025).

**Tabla 3**

*Aplicación de los plásticos elastómeros*

Nombre	Propiedades	Aplicaciones
Caucho	Resistente, inerte	Aislante eléctrico y térmico
Neopreno	Impermeable	Trajes de inmersión marina

*Nota.* Adaptado de (Espinoza, 2019).

### **2.2.2. Industrias del plástico en el Perú**

Según el Instituto Nacional de Estadística e Informática, en el año 2022 se registró 2795 empresas dedicadas al rubro de la industria del sector plástico registradas en la Superintendencia Nacional de Administración Tributaria (SUNAT), de las cuales el 81.3% se encuentran en Lima Metropolitana y 1.4% se encuentran en la región Puno (INEI, 2020). Según el Ministerio del Ambiente, en el Perú se estima que en promedio se utilizan 30 kilogramos de plástico por ciudadano al año o lo que es igual a 3 mil millones de bolsas al año (MINAM, 2018).

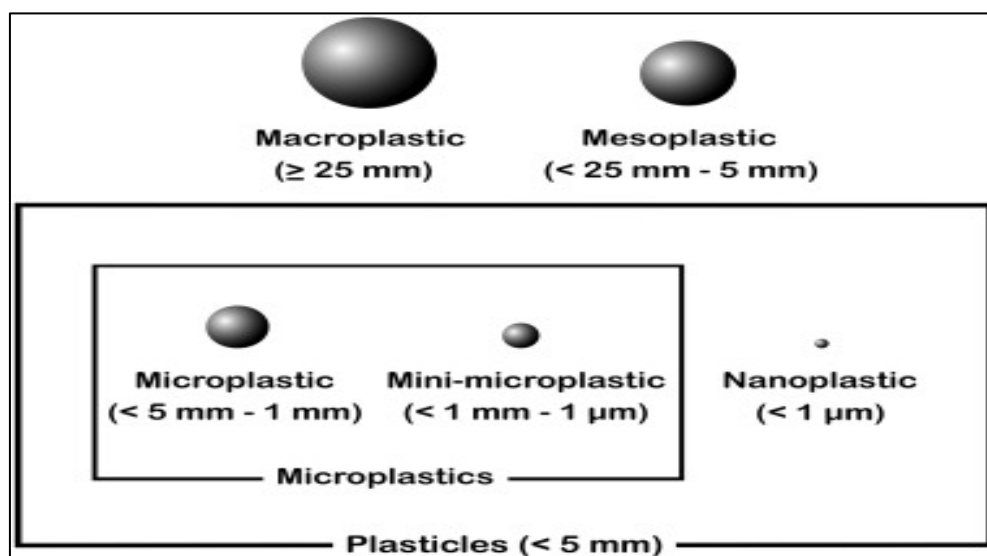
La producción de plásticos está asociados a desafíos, incluido el uso insostenible de recursos, los productos químicos tóxicos, las emisiones de gases de efecto invernadero y la contaminación ambiental sin precedentes (Amobonye et al., 2021).

### **2.2.3. Microplásticos**

Los microplásticos se forman a partir de grandes trozos de plástico que se degradan en trozos más pequeños, o cuando el plástico se fabrica intencionalmente pequeño (Bollaín & Agulló, 2019; Crawford & Quinn, 2017). El término microplásticos generalmente se refiere a cualquier fragmento de plástico con un tamaño de partícula en el rango de 1  $\mu\text{m}$  a 5 mm (Zeng, 2018). Los microplásticos han captado la atención mundial debido a sus interacciones y persistencia en el medioambiente, además la gestión en el tratamiento de los residuos de centros urbanos continua siendo deficiente (Castañeta et al., 2020a).

## Figura 1

*Categorías de tamaño estandarizadas de piezas de plástico*



*Nota.* Imagen original que muestra la clasificación de los tamaños de plástico. Tomado de Crawford & Quinn, (2017).

### a. Clasificación de los microplásticos

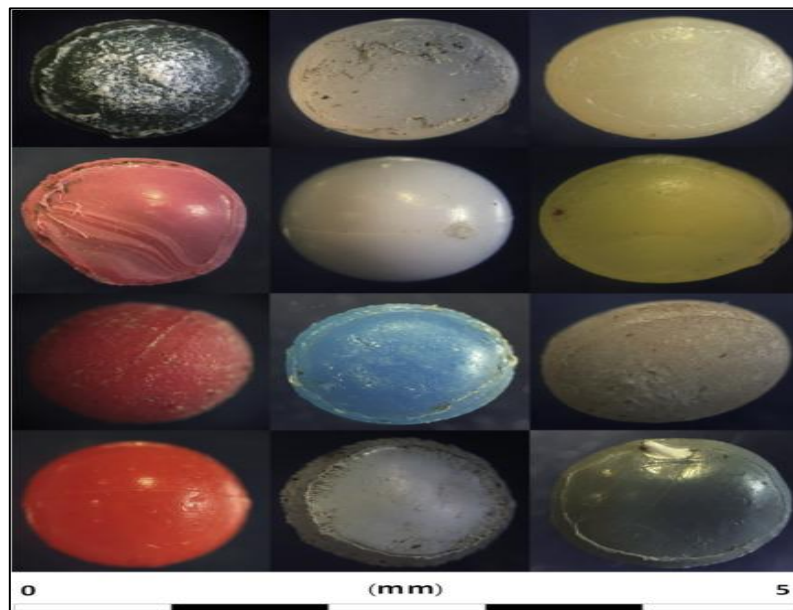
Los microplásticos provienen de diversas fuentes y se clasifican en dos categorías generales (FAO, 2019):

#### - **Microplástico primario**

Los microplásticos primarios son aquellos que se fabrican intencionalmente de un cierto tamaño, tales como los granulados, polvos y abrasivos domésticos e industriales (Dissanayake et al., 2022; FAO, 2019). Una de las principales formas de microplásticos primarios suelen ser pequeñas microperlas esféricas para su uso en cosméticos, productos de cuidado personal, exfoliantes dérmicos y agentes de limpieza (Dąbrowska et al., 2024). Finalmente tenemos las fibras sintéticas que son utilizadas para producir prendas, una fuente particularmente importante de fibras microplásticas proviene del lavado de telas, no solo en entornos industriales sino también por parte de los consumidores (Crawford & Quinn, 2017).

## Figura 2

*Microplásticos primarios recuperados del medio acuático*



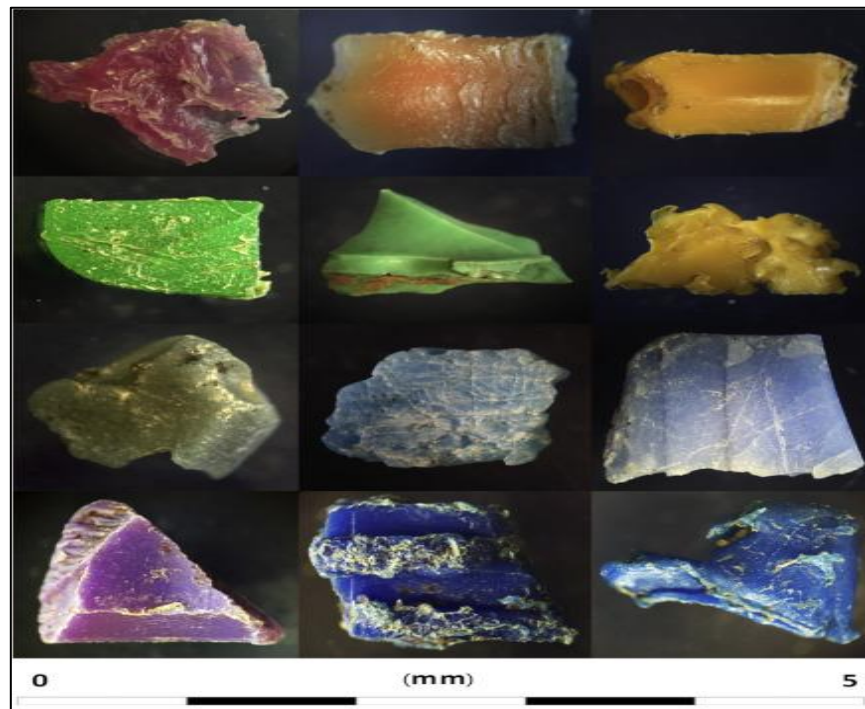
*Nota.* Imagen original que muestra microplásticos primarios recuperados del medio acuático. Tomado de Crawford & Quinn, (2017).

### - **Microplásticos secundarios**

Se generan de la fragmentación de plásticos más grandes que son expuestos a factores externos que puede ocurrir durante su transporte a diferentes ecosistemas (Cunha et al., 2020) a partir de la degradación biótica y abiótica (FAO, 2019). La degradación biótica, se refiere al deterioro de los materiales plásticos por parte de organismos biológicos (Crawford & Quinn, 2017). La degradación abiótica, se refiere a la erosión de los materiales plásticos debido a factores ambientales, como la fuerza mecánica, la temperatura, la luz, los gases y el agua (Pleadin et al., 2022).

### Figura 3

*Microplásticos secundarios recuperados del medio acuático*



*Nota.* Imagen original que muestra microplásticos secundarios como fragmentos. Tomado de Crawford & Quinn, (2017).

#### **b. Caracterización de microplásticos**

##### **- Caracterización física**

Se refiere principalmente a la evaluación de parámetros como la morfología, color y tamaño (Jing et al., 2018).

##### **Morfología:**

Se han definido cinco morfologías de microplásticos como fibras, fragmentos, película, espuma y microperlas (Free et al., 2014). Los microplásticos primarios tienden a tener una forma esférica o fibrosa y una superficie uniforme y consistente; por el contrario, los microplásticos secundarios tienen una apariencia más fragmentada (Crawford & Quinn, 2017).

**Tabla 4**

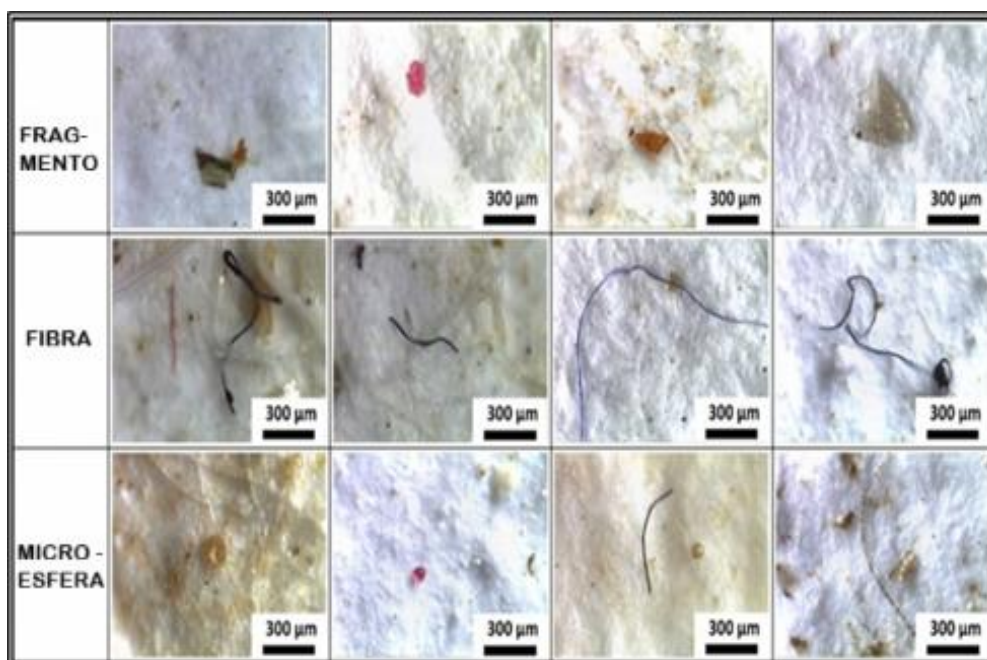
*Definición y fuentes potenciales de microplásticos*

<b>Tipo de microplásticos</b>	<b>Definición</b>	<b>Fuentes potenciales</b>
Fragmento	Partícula de plástico dura y dentada	Botellas; plásticos duros y resistentes.
Fibra	Plástico delgado o fibroso, recto.	Hilos/redes de pesca; prendas de vestir o textiles
Esfera	Partícula de plástico dura y redondeada	Pellets de resina virgen; limpiadores faciales
Película	Plano delgado de plástico endeble	Bolsas, envoltorios o láminas de plástico
Espuma	Plástico ligero, similar a una esponja.	Flotadores de espuma, poliestireno, amortiguación

*Nota.* La tabla muestra las fuentes de microplásticos en relación a su morfología. Tomado de (Free et al., 2014).

**Figura 4**

*Formas de los microplásticos.*



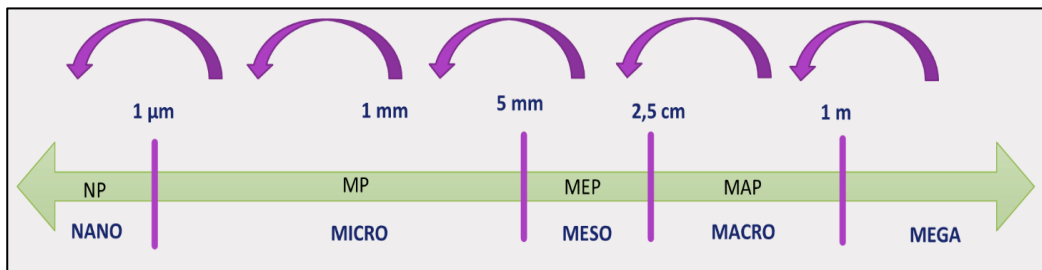
*Nota.* Imagen que muestra las formas de los microplásticos. Adaptada de (Kwon et al., 2022).

### Tamaño:

Respecto al tamaño, los plásticos se pueden clasificar en cinco clases: nanoplasticos (<1  $\mu\text{m}$ ), microplásticos (de 5 mm a 1  $\mu\text{m}$ ), mesoplasticos (de 2,5 cm a 5 mm), macroplásticos (de 1 m a 2,5 cm) y megaplasticos (>1 m) (Bhangare et al., 2022; Castañeta et al., 2020b; Ory et al., 2018).

### Figura 5

*Escala de tamaños aceptada para plásticos y sus productos de degradación física*



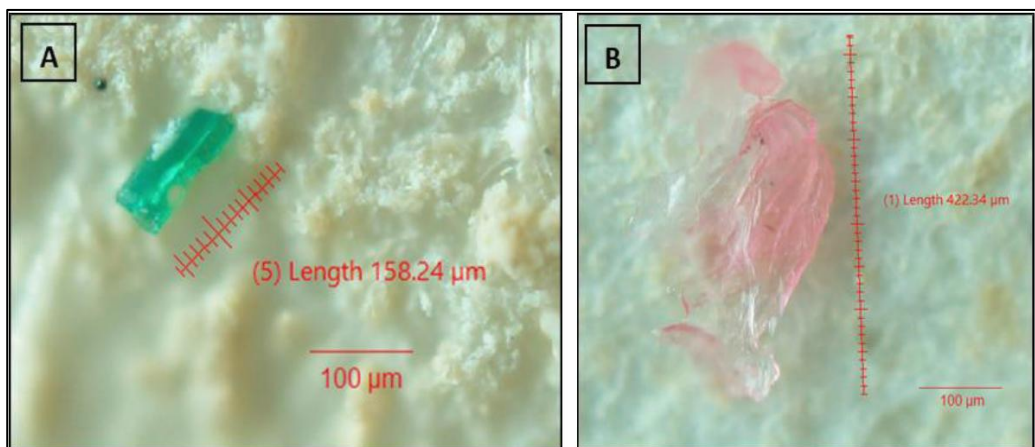
*Nota.* Tomada de (Kwon et al., 2022).

### Color:

Finalmente tenemos el color, donde es posible encontrar diferentes colores; sin embargo, el color puede diferir del original debido a la exposición a diversos factores ambientales que reducen la intensidad de este color (X. Zhao et al., 2022).

### Figura 6

*Colores de microplásticos hallados en muestras de agua residual*



*Nota.* Imagen que muestra la caracterización física de microplásticos color y medición. Tomada de (Fuentes, 2022).

## - Caracterización química

Se refiere al tipo de polímero (Morgado et al., 2022), entre los más comunes tenemos el polipropileno (PP), el polietileno (PE), el poliestireno (PS), el cloruro de polivinilo (PVC), el polietileno tereftalato (PET), las poliamidas (PA), etc.(Fox et al., 2024), que se fabrican principalmente a partir de combustibles fósiles como el petróleo, el gas natural o el carbón (J. Wang et al., 2019).

**Tabla 5**

*Microplásticos utilizados y sus principales aplicaciones*

<b>Tipo de polímero</b>	<b>Aplicación</b>
Polietileno (PE)	Botellas de plástico, bolsas de supermercado.
Polipropileno (PP)	Embalajes, tapones de botellas, cuerdas, alfombras, material de laboratorio, pajitas para beber.
Poliéster (PES)	Textiles
Poliestireno (PS)	Espuma de embalaje, vasos desechables, envases de alimentos, CD, materiales de construcción
Poliamidas (PA)	Textiles, cerdas de cepillos de dientes, hilos de pescar, automóviles
Policarbonato (PC)	CD, DVD, materiales de construcción, electrónica, lentes
Cloruro de polivinilo (PVC)	Tuberías, marcos de ventanas, suelos, cortinas de ducha.
tereftalato de polietileno (PET)	Botellas de refrescos, envases de alimentos, aislamiento térmico, blísteres
Polietileno de baja densidad (LDPE)	Embalajes, contenedores de uso general, cortinas de ducha, baldosas para suelos.
Acrilonitrilo butadieno estireno (ABS)	Instrumentos musicales, impresoras, monitores de ordenador, tuberías de drenaje, equipos de protección.

*Nota.* Tomado de (da Costa et al., 2017).

### 2.2.4. Contaminación ambiental

La contaminación plástica es una de las amenazas globales actuales y se considera uno de los indicadores más importantes para evaluar el impacto ambiental de la sociedad humana (Stanton et al., 2020)]. Debido a la alta demanda, uso y mala gestión de residuos, los plásticos se acumulan y fragmentan en todos los ecosistemas del mundo. Además, pertenecen a diferentes cadenas alimentarias y también se

relacionan con efectos físicos en la biota como el enredo, inanición y asfixia de diferentes especies silvestres (Choy et al., 2019).

#### **2.2.5. Contaminantes asociados a los microplásticos**

La relación superficie, volumen y la hidrofobia permiten a los microplásticos acumular contaminantes tóxicos transportados por el agua como los contaminantes orgánicos persistentes y metales pesados (J. Jiang et al., 2020). Algunos compuestos se añaden a los microplásticos durante la fabricación como los alquilfenoles, el bisfenol A, los éteres de difenilo polibromado y los ftalatos (Hidayaturrahman & Lee, 2019), una vez lixiviados, estos aditivos plásticos pueden inducir efectos tóxicos a la biota acuática, mientras que otros se adsorben en las superficies de los microplásticos (Lu et al., 2018).

#### **2.2.6. Contaminación en las cadenas alimentarias**

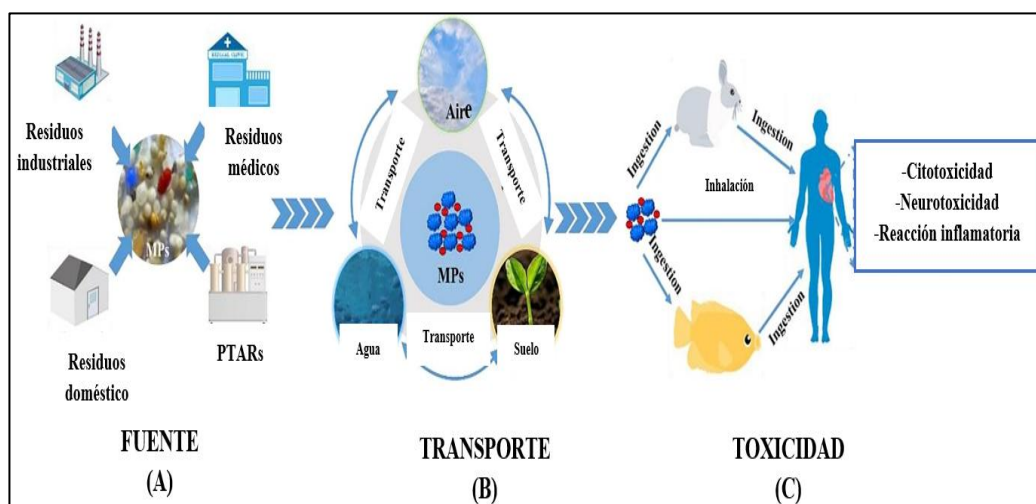
Los microplásticos son consumidos por organismos acuáticos debido a su pequeño tamaño y presencia en ecosistemas pelágicos y bentónicos (Sharma & Chatterjee, 2017). Los microplásticos ingresan a la cadena alimentaria con grandes cantidades de contaminantes absorbidos, porque sabemos que los microplásticos contienen aditivos y monómeros tóxicos. Debido al factor de hidrofobicidad de contaminantes peligrosos como las contaminantes orgánicas persistentes (COP), los desechos microplásticos que absorben COP y la ingestión por parte de organismos acuáticos, estas peligrosas sustancias orgánicas persistentes han ingresado a la cadena alimentaria marina. Hay varios contaminantes, incluidos los bifenilos policlorados (PCB), los hidrocarburos poliaromáticos (HAP) y los pesticidas organoclorados (por ejemplo, diclorodifeniltricloroetano o DDT) que pueden adsorberse en dichas partículas, junto con muchos otros COP (Bouwmeester et al., 2015)

#### **2.2.7. Microplásticos en aguas residuales**

Las plantas de tratamiento de aguas residuales actúan como reservorios de microplásticos debido a diversas fuentes de entrada (Sheriff et al., 2023). Como no pueden eliminar por completo estos contaminantes de las aguas residuales finales, también se convierten en una fuente puntual de contaminación por microplásticos en el medio ambiente (C. Bretas Alvim et al., 2020; Carr et al., 2016).

## Figura 7

*Posibles fuentes de microplásticos.*



*Nota.* Imagen que muestra las (a), principales fuentes (b), transporte al medio ambiente y (c) toxicidad de microplásticos. Adaptada de (F. Liu et al., 2023).

### 2.2.8. Comportamiento ambiental de los microplásticos

Los microplásticos se originan a partir de fuentes industriales, domésticas, médicas y de los efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales, que no logran removerlos adecuadamente debido a su pequeño tamaño. Una vez liberados, se dispersan en el ambiente mediante el agua, el aire y el suelo, transportándose por escorrentía, viento o infiltración, lo que facilita su presencia en ecosistemas acuáticos, terrestres y atmosféricos. Estos contaminantes ingresan a organismos vivos por ingestión o inhalación, y se ha demostrado que pueden causar efectos tóxicos como citotoxicidad, neurotoxicidad y respuestas inflamatorias, representando una amenaza creciente para la salud humana y el equilibrio ambiental (F. Liu et al., 2023).

### 2.2.9. Métodos espectroscópicos

La química proporciona herramientas de identificación capaces de abordar el problema de los microplásticos (Fortin et al., 2019). Se utilizan dos métodos espectroscópicos principales para identificar los microplásticos: la espectroscopia infrarroja transformada de Fourier (FTIR) y la espectroscopia Raman. Ambos métodos utilizan espectroscopía vibracional para obtener el espectro de una

partícula (Kang et al., 2020). Estos espectros se pueden comparar con bases de datos espectrales para determinar el material del que está compuesta la partícula (Araujo et al., 2018).

#### **a. Espectroscopía Raman**

Es una técnica de espectroscopía vibratoria fundamentada en la dispersión inelástica de la luz que proporciona información sobre las vibraciones moleculares de un sistema en forma de espectro vibratorio, así mismo es similar a una huella dactilar de la estructura química que permite la identificación de los componentes presentes en la muestra (Araujo et al., 2018). La microespectroscopía Raman tarda más en realizarse que FTIR, pero permite la identificación de partículas más pequeñas (límite de detección teórico de 1  $\mu\text{m}$  frente a 10  $\mu\text{m}$  con FTIR) (Carr et al., 2016).

#### **b. Espectroscopía infrarroja transformada de Fourier**

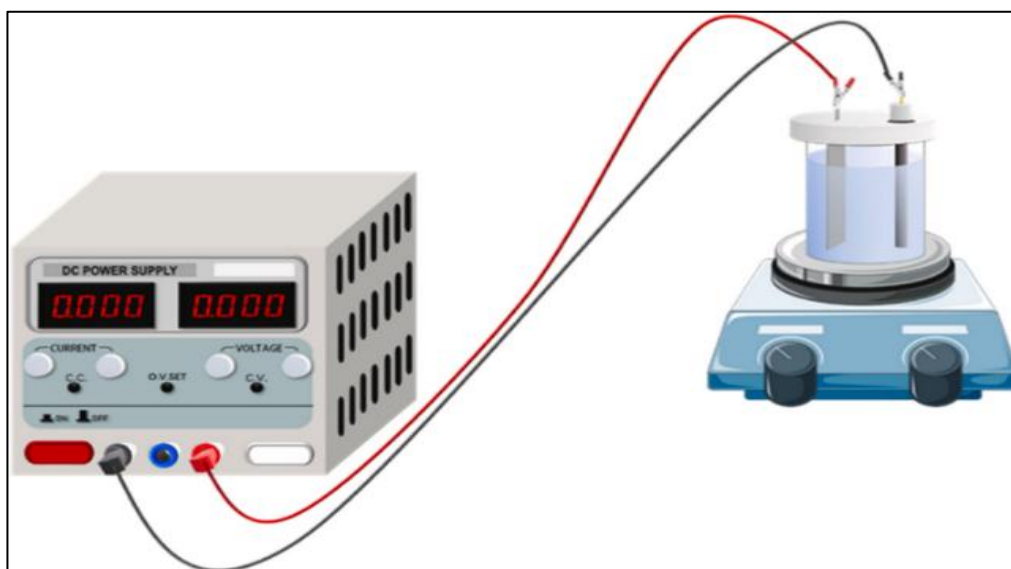
La espectroscopia FTIR se utiliza con frecuencia para el análisis cualitativo de microplásticos (> 10  $\mu\text{m}$ ); asimismo, se pueden identificar los grupos funcionales presentes en los polímeros de microplásticos (Silva et al., 2018). En el proceso de la espectroscopía FTIR, la muestra se irradia con luz IR (rango de número de onda 400–4000/ $\text{cm}$ ), una parte de la radiación IR se absorbe dependiendo de la estructura de la muestra y finalmente medida en modo de transmisión o reflexión (Käppler et al., 2016).

### **2.2.9. Electrocoagulación**

La electrocoagulación es un proceso de tratamiento impulsado por corriente eléctrica para la eliminación de contaminantes de las aguas residuales, provocando la disolución de los electrodos y atrapando los contaminantes en flóculos que pueden separarse de la mezcla electrolítica (Elkhatib, Oyanedel-Craver, et al., 2021; Nepo et al., 2017). La reacción electroquímica en la electrocoagulación desestabiliza las cargas de los contaminantes bajo la aplicación de corriente eléctrica creando así conglomerados de sustancias orgánicas emulsionadas, sustancias suspendidas y disueltas en el medio acuoso (Boinpally et al., 2023; Tahreen et al., 2020).

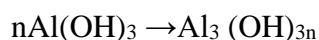
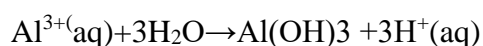
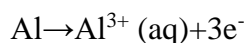
**Figura 8**

*Montaje experimental del proceso de electrocoagulación*



*Nota.* Tomada de (Luo et al., 2022).

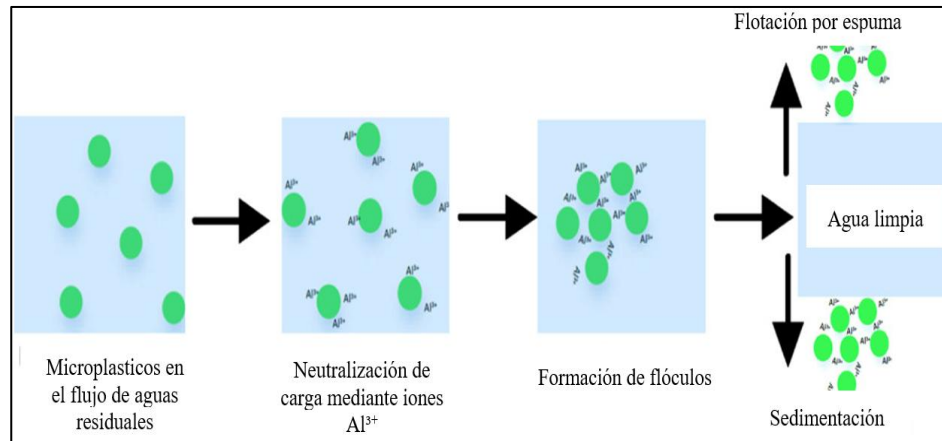
**a. Reacciones químicas fundamentales del proceso de electrocoagulación con aluminio**



- **Oxidación del aluminio en el ánodo:** El aluminio metálico del ánodo pierde electrones (oxidación) al aplicarse corriente eléctrica, liberando iones de aluminio trivalentes ( $\text{Al}^{3+}$ ) al agua.
- **Formación de hidróxidos de aluminio:** Los iones  $\text{Al}^{3+}$  reaccionan con moléculas de agua, formando hidróxido de aluminio ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ), un sólido amorfo gelatinoso que se dispersa en el medio.
- **Formación de polímeros de hidróxidos (floculación):** Los hidróxidos de aluminio pueden agregarse entre sí, formando polímeros o agregados más grandes de flóculos como  $\text{Al}_3(\text{OH})_{3n}$  (Peláez Villa, 2020).

**Figura 9**

*Secuencia de interacción de los microplásticos en una reacción electroquímica.*



*Nota.* Esquema del proceso de electrocoagulación. Adaptado de (Perren et al., 2018).

**b. Interpretación del proceso**

- **Microplásticos en el flujo de aguas residuales:** El agua residual contiene microplásticos (esferas verdes), que están suspendidos y poseen cargas superficiales negativas.
- **Neutralización de carga mediante iones  $Al^{3+}$ :** Al aplicar corriente en un sistema de electrocoagulación, los electrodos de aluminio liberan iones  $Al^{3+}$ . Estos iones positivos tienden a neutralizar la carga de los microplásticos, reduciendo su estabilidad en suspensión.
- **Formación de flocúlos:** Una vez que se neutralizan las cargas, los microplásticos y los hidróxidos de aluminio comienzan a aglutinarse, formando flocúlos (agrupaciones sólidas), seguidamente estos flocúlos incorporan microplásticos y otras impurezas del agua.
- **Agua limpia:** Después de la formación de flocúlos, el agua puede separarse de las impurezas mediante procesos físicos:
  - Flotación por espuma: Algunos flocúlos suben a la superficie por las burbujas generadas en el cátodo (liberación de  $H_2$ ), permitiendo su remoción superficial.

- Sedimentación: Flóculos más densos caen al fondo y se separan fácilmente del agua tratada (Perren et al., 2018)

**c. Parámetros que influyen en la electrocoagulación**

- **Celda electrolítica**

Una celda electrolítica es un reactor donde las reacciones se ven afectadas por la diferencia entre la aplicación de un voltaje externo y el potencial de circuito abierto de la celda. Una reacción electroquímica completa en una celda electrolítica consta de dos semirreacciones independientes, una semirreacción de reducción y una semirreacción de oxidación (Liang et al., 2020).

- **Densidad de corriente**

Es la corriente aplicada por superficie efectiva del electrodo. La densidad de corriente determina la velocidad a la que los iones metálicos se disocian del electrodo para liberar electrones (Nepo et al., 2017). De hecho, la disociación del electrodo corresponde directamente a la densidad de corriente aplicada (Moussa, El-naas, et al., 2017), Sin embargo, el rango de densidades de corriente aplicadas varía mucho para los diferentes tipos de aguas residuales.

- **Tiempo electrolítico**

La eficiencia de la eliminación de contaminantes depende en gran medida del tiempo de electrocoagulación. Con tiempos más prolongados, se logra una mayor tasa de eliminación de contaminantes (Naje et al., 2016) . Sin embargo, la eficiencia de la CE forma una meseta en períodos de tiempo específicos a medida que las tasas de eliminación de contaminantes se vuelven constantes debido a que los sitios activos ocupados forman flóculos de contaminantes coagulantes (Oudrhiri et al., 2014).

- **Espacio entre electrodos**

Un criterio que afecta directamente al rendimiento de una celda electrolítica es la distancia entre los electrodos y la superficie. Durante el proceso de electrólisis, la solución cerca del cátodo se concentra debido al movimiento de los diversos iones presentes y este efecto se minimiza al mover la solución en masa (Sahu et al., 2014). Durante la electrólisis, el espacio entre los electrodos

se llena parcialmente de gases, lo que aumenta la resistencia eléctrica (Al-Qodah et al., 2020).

- **Materiales del ánodo**

En la electrocoagulación se puede encontrar que el material del ánodo tiene un impacto significativo en el desempeño de la electrocoagulación en la eliminación de contaminantes. En los últimos años, muchos estudios se han centrado en los efectos de diferentes materiales anódicos en la eliminación de microplásticos mediante la electrocoagulación (Devlin et al., 2019; Flores et al., 2018), los iones Al y Fe se hidrolizan rápidamente en medios acuosos y es comúnmente usado como ánodos en la eliminación de microplásticos en la tecnología de electrocoagulación (Amarine et al., 2020).

- **pH inicial**

Esta es una variable clave y tiene un efecto significativo en la eliminación de partículas y tiende a cambiar durante el proceso de electrocoagulación (Moussa, El-Naas, et al., 2017), el pH de la solución determina el tipo de flóculos. Si el pH inicial de la solución es demasiado bajo, los iones metálicos disueltos aparecen principalmente en forma de iones solubles y no pueden formar coágulos sólidos insolubles. En una solución alcalina fuerte sólo los iones metálicos pueden formar coagulantes débiles. Como resultado, la eficiencia de la eliminación de microplásticos en el proceso de electrocoagulación disminuye (Elkhatib, Oyanedel-Craver, et al., 2021).

- **Electrolitos de soporte o electrolitos de apoyo**

Los electrolitos de soporte aumentan la conductividad de la mezcla electrocoagulación al mejorar la transferencia de electrones en la solución anódica. Por lo tanto, se puede pasar una corriente más alta a través de la solución electrolítica a un voltaje más bajo, lo que reduce el consumo de energía de todo el proceso EC y hace que sea económico ahorrar tiempo y recursos para lograr la misma eficiencia (Keshmirizadeh et al., 2011; Keyikoglu et al., 2019). Los electrolitos comúnmente utilizados son el sulfato de sodio ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ) y cloruro de sodio (NaCl), sulfato de potasio ( $\text{K}_2\text{SO}_4$ ) y bicarbonato de sodio ( $\text{NaHCO}_3$ ) (Izquierdo et al., 2010).

### 2.2.10. Coagulación

La coagulación es un proceso para eliminar partículas coloidales suspendidas del agua mediante la adición de coagulantes (Ali et al., 2023), estos agentes actúan modificando el estado físico de los contaminantes mediante la neutralización de carga de las partículas coloidales y formación de flóculos para luego ser eliminados por sedimentación (L. Liu et al., 2025).

#### a. Mecanismos de coagulación

##### - Neutralización de carga

La neutralización de carga se basa en el modelo de doble capa difusa y la teoría DLVO (Derjugin-Landau-Verwey-Overbeek) (L. Liu et al., 2025). Las partículas coloidales están cargadas negativamente lo que provoca la repulsión electrostática entre ellas, al añadir un coagulante de sal metálica al agua rápidamente se hidroliza y forma cationes (Tang et al., 2022) que se adsorbe en la superficie de los coloides cargadas negativamente y forma agregados o flóculos al reducir la repulsión electrostática (Zhou et al., 2021a)

##### - Puentes de adsorción

Los coagulantes de bajo peso molecular ( $<10^5$ ) no producen el efecto puente, por el contrario, los coagulantes de gran peso molecular ( $>10^6$ ) si lo realizan (R. Yang et al., 2016b), Los polímeros ejercen un efecto puente de adsorción al unirse con microplásticos que no han alcanzado una desestabilización completa bajo la acción de fuerzas gravitacionales electrostáticas (Van der Waals y enlaces químicos) (Y. Y. Zhang et al., 2022).

##### - Flocculación por barrido

Se da cuando la dosis de coagulante es alta lo que produce una gran cantidad de sedimento de hidróxido floculado que tienen una gran superficie de malla y capacidad adhesiva, que atrapan y arrastran microplásticos durante la sedimentación (Tang et al., 2022). Los parámetros que influyen principalmente en la eliminación de microplásticos a través del proceso de coagulación son los siguientes (Reddy & Nair, 2022):

## **b. Parámetros que influyen en la coagulación**

### **- Tipos de coagulantes**

Los coagulantes se clasifican en tres grupos, los coagulantes a base de sales metálicas (sales de hierro y aluminio) que son usados de forma convencional en los procesos de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales (Rajala et al., 2020b), coagulantes a base de polímeros sintéticos los cuales tienen alto peso molecular y aumentan la viscosidad de la solución se utilizan como productos adicionales de los coagulantes a base de sales metálicas en la neutralización de partículas coloidales (Zhou et al., 2021a) y los coagulantes de origen natural (almidones y polisacáridos) que son considerados alternativos y estos derivan de productos orgánicos (Enfrin et al., 2019).

### **Policloruro de aluminio (PAC):**

El policloruro de aluminio (PAC) es un coagulante inorgánico prehidrolizado de la familia de las sales de aluminio, ampliamente empleado en procesos de potabilización de agua y tratamiento de aguas residuales debido a su elevada eficiencia en la desestabilización de partículas coloidales y remoción de contaminantes. Su fórmula general es  $Al_n(OH)_mCl_{3n-m}$ , donde la relación OH/Al determina su grado de basicidad (Zhou et al., 2021a). Una de las principales ventajas operativas del PAC frente a los coagulantes tradicionales como el sulfato de aluminio es que viene parcialmente hidrolizado, lo que le otorga una mayor basicidad, permitiendo funcionar en un rango más amplio de pH (5.0–9.0). Esto genera una formación más rápida de flóculos densos y compactos, una mayor eficiencia a bajas dosis y una menor generación de lodos (Meera, Sasidharan, et al., 2023).

### **Mecanismo de coagulación del PAC**

El proceso de coagulación con PAC ocurre principalmente por dos mecanismos:

**Neutralización de cargas electrostáticas:** Los polímeros de aluminio cargados positivamente neutralizan la carga negativa de las partículas coloidales.

**Barrido y formación de puentes:** Los hidróxidos de aluminio precipitados atrapan físicamente contaminantes y crean enlaces interparticulares que favorecen la agregación y sedimentación.

**Tabla 6**

*Características operativas del policloruro de aluminio (PAC) como coagulante*

Ítem	Característica	Rango/descripción	Autor
1	pH óptimo funcionamiento	de 5.0 – 9.0 (óptimo 6.0–8.0)	(Meera, Sasidharan, et al., 2023).
2	Temperatura operación	de 5 °C – 35 °C	(Zhou et al., 2021a).
3	Tipo de flóculo generado	Compacto, denso y sedimentable	(Zhou et al., 2021a).
4	Producción de lodos	30–50 % menos que sulfato de aluminio	(Zhou et al., 2021a).

*Nota.* Adaptado de (Meera, Sasidharan, et al., 2023), (Zhou et al., 2021a).

- **Dosis de coagulantes**

Para cada mecanismo de coagulación existe una dosis óptima, para la neutralización de carga se requiere una dosis óptima de coagulante ya que una sobredosis reestabiliza los contaminantes suspendidos reduciendo el rendimiento de la coagulación (C. Wang et al., 2024), como se observa en el caso de la sobredosificación de coagulantes inorgánicos (PAC, PFC y PFS) (Abujazar et al., 2022). Por el contrario, en el mecanismo de parcheo de carga la sobredosis de coagulantes no suele dar lugar a una disminución de la eficiencia de floculación y, en consecuencia, la ventana de floculación resulta más amplia (R. Yang et al., 2016c).

- **pH**

El pH es uno de los factores más influyentes en el proceso de coagulación-floculación, el rango de pH óptimo para los coagulantes de aluminio es de 5,0 a 6,5, mientras que para los coagulantes férricos es de 4,5 a 6 (Abujazar et al., 2022). Se han utilizado numerosos coagulantes poliméricos inorgánicos como Policloruro de aluminio (PAC), Sulfato férrico polimérico (PFS) y Cloruro férrico polimérico (PFC) en el proceso de coagulación-floculación para ajustarse

a un rango de pH más amplio y aumentar la eficacia de la coagulación (You et al., 2021).

- **Temperatura**

La temperatura tiene un impacto directo en el tamaño, la resistencia y la capacidad de reconstrucción de los flóculos tras la ruptura por cizallamiento (C. Zhao et al., 2021). Las temperaturas más altas dan lugar a flóculos más grandes que se rompen con mayor rapidez y presentan menor éxito en su reconstrucción, las bajas temperaturas provocan el aumento de la viscosidad de la solución afectando negativamente la sedimentación de los flóculos, reduciendo la velocidad de agregación de partículas, además la formación de flóculos más pequeños es más lenta que la de los producidos a temperatura ambiente (Reddy & Nair, 2022).

### **2.2.11. Parámetros de calidad**

Los efluentes generados por las plantas de tratamiento de aguas residuales deben ser monitoreados conforme a los parámetros establecidos en el Decreto Supremo N.º 003-2010-MINAM, el cual determina los Límites Máximos Permisibles (LMP) para su control (MVCS, 2013) donde se establecen las medidas de la concentración de parámetros físicos, químicos y biológicos presentes en una emisión, su cumplimiento es obligatorio y está regulado por el Ministerio del Ambiente (MINAM) y los organismos del Sistema Nacional de Gestión Ambiental, los parámetros son los siguientes (MINAM, 2010):

**a. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)**

Para oxidar aeróbicamente la materia orgánica biodegradable en el agua, los microbios necesitan una cantidad de oxígeno, o DBO. La medición más común es la DBO<sub>5</sub>, que se detecta únicamente la materia orgánica biodegradable, ya que la cinética de primer orden rige la rapidez con que se descompone la materia orgánica (Janampa & Quiroz, 2021).

**b. Demanda Química de Oxígeno (DQO)**

Medición del oxígeno requerido para lograr oxidar la carga orgánica existente en las muestras de agua. Esto se da mediante procesos químicos, sus unidades

son miligramos de oxígeno por litro de muestra (mg/L), y su inconveniente es que se tardan unos 5 días en obtener resultados (Carrizales & Enríquez, 2019).

**c. Aceites y grasas**

Componente que se encuentra en mayor o menor medida en las plantas de tratamiento en todas las aguas residuales. Estas tienen una gran tendencia a oxidarse, lo que ocasiona que al llegar al reactor biológico (Daviran & Huamani, 2020).

**d. Sólidos Totales en Suspensión**

Indicador de la calidad de muestras de agua, del océano o de aguas residuales. Cuando el agua es vertida mediante un filtro que se pesó de manera previa, las partículas que quedan en el filtro, se secan y se clasifican como sólidos suspendidos totales (Tirado, 2022).

**e. Coliformes Termotolerantes**

Son contaminantes más frecuentes del tracto gastrointestinal que existen en hombres y animales de sangre caliente, éstos están presentes en grandes cantidades en el tracto gastrointestinal, persisten más tiempo en el agua de igual forma que los patógenos de desinfección (Z. C. Garcia, 2022).

**f. pH**

Cantidad de ión hidrógeno en el agua, manifestando como un logaritmo negativo de la cantidad molar del ion hidrógeno, las aguas residuales en cantidades que desfavorecen al ion hidrógeno son complicadas tratar de manera biológica (Tirado, 2022).

**g. Temperatura**

Es un indicador de calidad de agua que controla la conducta de los demás indicadores, la temperatura es una característica distintiva y errática tanto en el espacio como en el tiempo, afecta a la conductividad, el pH, la disociación de las sales disueltas, la solubilidad de las sales (Ramos, 2021).

**Tabla 7***Límites Máximos Permisibles para los efluentes de PTAR*

<b>Parámetro</b>	<b>Unidad</b>	<b>LMP</b>
Aceites y grasas	mg/L	20
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 mL	10 000
Demanda bioquímica de oxígeno	mg/L	100
Demanda química de oxígeno	mg/L	200
pH	Unidad	6.5-8.5
Sólidos totales en suspensión	mL/L	150
Temperatura	°C	<35

*Nota.* Adaptado de (MINAM, 2010)**2.2.12. Aspecto físico ambientales del río Coata****a. Clima**

La precipitación, humedad relativa, temperatura, y evaporación son los principales parámetros que caracterizan a la cuenca del río Coata, de régimen estacional, y a la vez presenta dos estaciones marcadas, una estación húmeda que es de noviembre a marzo, otra estación seca que viene a ser de junio a agosto y también se tiene dos periodos de transición, septiembre a octubre y abril a mayo (INRENA, 2007).

**b. Suelo**

La superficie de la cuenca del Titicaca, se extiende desde la parte limítrofe del lago peruano hasta la cordillera oriental y occidental, de amplias pampas, demarcadas con cadenas de cerros que nacen en los estribos internos de ambas cordilleras, en el altiplano se puede diferenciar dos grupos de suelos (Díaz Amelia, 2016).

**c. Hidrografía**

La cuenca del río Coata se compone básicamente de los ríos Cabanillas y Lampa, los cuales a su vez se forman por la confluencia de los ríos Verde - Cerrillos y Vila Vila – Palca, respectivamente; esta confluencia de los ríos Cabanillas y Lampa se encuentra a 57.20 Km del Lago Titicaca. La cuenca posee una superficie total de 4,908.44 Km<sup>2</sup>, correspondiéndole 1,559.87 Km<sup>2</sup> a la cuenca del río Lampa y una superficie de 2,888.61 Km<sup>2</sup> a la cuenca del río Cabanillas y 459.96 Km<sup>2</sup> a la Cuenca del Bajo Coata (INRENA, 2007).

## CAPÍTULO III

### MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1. Nivel, tipo y diseño de investigación

Es de nivel “**explicativo**” debido a que se expone el comportamiento de una variable con base en otra dado que es una investigación causal, el control estadístico es multivariado para descartar casualidad o asociaciones espurias entre variables independientes y dependientes (Sánchez Carlessi et al., 2018); es de tipo “**aplicada**” por los diferentes valores que asumirán las variables que serán asociados en cada una de las pruebas, ya que la investigación están orientadas a mejorar el buen funcionamiento del tratamiento (Teodoro & Nieto, 2016); es de diseño “**experimental**”, porque el estudio manipula intencionalmente una o más variables independientes para analizar las consecuencias de la manipulación sobre una o más variables dependientes en una situación de control (Hernández Sampieri, 2014).

#### 3.2. Ámbito de estudio

El estudio se realizó en el área de ubicación de la zona de estudio, este se encuentra en el código 32 – x, zonal 19, cuadrícula L de la carta nacional del Perú. La planta de tratamiento de aguas residuales a investigar está ubicada en la parte sur del país, en el distrito de Coata, provincia de Puno, a una altitud promedio de 3,818 m.s.n.m., entre las coordenadas: 15°31'38" de latitud sur y 69°57'39" de longitud oeste del Meridiano de Greenwich.

#### 3.3. Ubicación geográfica

La planta de tratamiento de aguas residuales está ubicada en las siguientes coordenadas UTM WGS 84:

**Tabla 8**

*Coordenadas de ubicación geográfica de la planta de tratamiento de aguas residuales*

Coordenadas	Descripción	
UTM (WGS 84)	Norte	8283128
	Este	396956

*Nota.* Elaboración propia a partir del registro en campo.

### 3.4. Ubicación política

La planta de tratamiento de aguas residuales se localiza políticamente en el distrito de Coata, provincia de Puno, región de Puno.

### 3.5. Ubicación del punto de muestreo

Se fijó un punto de muestreo:

**Tabla 9**

*Punto de muestreo de aguas residuales*

Código	Puntos de muestreo	Coordenadas UTM	
		Este	Norte
PM 1	Afluente de la PTAR	397030.05	8283072.60

*Nota.* Elaboración propia a partir del registro en campo.

**Figura 10**

*Ubicación del punto de muestreo en la planta de tratamiento de aguas residuales del distrito de Coata, Puno*



*Nota.* Elaboración propia mediante el software ArcGIS (versión 10.5).

### **3.6. Población, muestra, muestreo y unidad de análisis**

#### **3.6.1. Población**

La presente investigación consideró como población al universo de las aguas residuales del afluyente de la planta de tratamiento de aguas residuales ubicado en el distrito Coata, provincia de Puno.

#### **3.6.2. Muestra**

El tipo de muestra fue “**no probabilística**”, también llamada muestra dirigida debido a que la elección de los elementos no depende de la probabilidad sino de las características de la investigación que obedecen a ciertos criterios y depende de los objetivos de estudio (Hernández Sampieri, 2014), la muestra se recolectó del afluyente de la planta de tratamiento de aguas residuales del distrito de Coata específicamente en la canaleta Parshall, se tomó 60 litros de muestra de agua residual en cada fecha de muestreo, 27 litros para determinar la eficiencia de remoción de microplásticos y 3 litros para realizar la caracterización fisicoquímica después del tratamiento por coagulación y 27 litros para determinar la eficiencia de remoción de microplásticos y 3 litros para realizar la caracterización fisicoquímica después del tratamiento por electrocoagulación, a excepción de la última fecha de muestreo donde se tomó adicionalmente 2 litros.

#### **3.6.3. Muestreo**

Para realizar el muestreo de agua residual representativa nos basamos en el “Protocolo de monitoreo de la calidad de los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas o municipales” aprobado mediante Resolución Ministerial N° 192-2013-VIVIENDA del Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento (MVCS, 2013). Conforme a dicho protocolo, las muestras fueron colectadas después del cribado, en el punto donde convergen los distintos colectores de agua residual (canaleta Parshall).

#### **3.6.4. Unidad muestral**

El prototipo de tratamiento de coagulación y electrocoagulación fue diseñado para una unidad muestral de 1 litro por cada prueba experimental, el diseño utilizado consideró 27 combinaciones para la coagulación y 27 combinaciones para la

electrocoagulación. Adicionalmente se tomó 8 litros para la caracterización fisicoquímica de los microplásticos.

### **3.2. Materiales y reactivos**

#### **3.2.1. Materiales**

##### **a. Reactivos**

Peróxido de hidrógeno al 30% ( $H_2O_2$ ), Policloruro de aluminio al 30% (PAC), sulfato de sodio ( $Na_2SO_4$ ) 0.1M, hidróxido de sodio al 99.3% (NaOH) 1M, ácido clorhídrico al 36% (HCl)1M, ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) 1M.

##### **b. Equipos**

GPS (GARMIN, Montana 650), agitador a prueba de jarras (LOVIBOND, ET750), estufa digital (MEMMERT, UN55), agitador magnético de calefacción (AREC, F20510011), microscopio Raman (HORIBA SCIENTIFIC XPLORA), fuente de alimentación corriente continua ajustable (MESTEK DP6020), estereoscopio (Optika, SFX-33), balanza de precisión de 0.001 g (OHAUS PIONEER, PX163), potenciómetro de mesa (SI ANALYTICS, LAB 855), bomba de vacío (DIAPHRAGM VACUUM PUMP, GM-1.00).

##### **c. Materiales de laboratorio y otros**

Vasos de precipitado de 1500 mL, soporte universal, pipetas de 5 y 10 mL, equipo de filtración al vacío de vidrio, pinzas, micropinzas, espátula, envases de polietileno, embudo metálico, probetas, balde de acero inoxidable, jeringa de 50 mL, membrana de nylon 0,45  $\mu$ m, tamiz malla de 4.75 mm U.S.A. Standard Test Sieve N° 4, placas de aluminio, guantes, barbijo, agua destilada, cronometro.

### **3.3. Metodología**

#### **3.3.1. Recolección de muestra**

Para la toma de muestras se empleó un GPS para ubicar el punto de muestreo, posteriormente se tomó muestras al azar del afluente de la planta de tratamiento de aguas residuales una vez cada quince días, desde el 5 de febrero al 10 de marzo del 2024, entre las 8:00 a.m. y 12:00 a.m. Se tomó 02 muestras empleando un balde de acero inoxidable y se recolecto 30 L de agua residual. Las muestras fueron filtradas

en un tamiz de 4.75 mm y fueron almacenados en un recipiente de polietileno con ayuda de un embudo metálico (Lares et al., 2018a), posteriormente se transportó al laboratorio de la Universidad Nacional de Juliaca donde se guardó en una cámara fría hasta su posterior procesamiento.

**Tabla 10**

*Detalle de la toma de muestras para la evaluación de tecnologías de tratamiento*

<b>Ítem</b>	<b>N° de muestra</b>	<b>Fecha de muestreo</b>	<b>Tecnología a evaluar</b>
01	M1	05 de febrero del 2025	Electrocoagulación
02	M2	05 de febrero del 2025	Coagulación
03	M3	20 de febrero del 2025	Electrocoagulación
04	M4	20 de febrero del 2025	Coagulación
05	M5	06 de marzo del 2025	Electrocoagulación
06	M6	06 de marzo del 2025	Coagulación

*Nota.* Elaboración propia a partir del muestreo realizado.

### **3.3.2. Pretratamiento de la muestra**

Para la digestión de la materia orgánica presente en las muestras de agua residual doméstica se realizó un pretratamiento antes de aplicar las tecnologías de coagulación y electrocoagulación, para ello se utilizó el volumen de 1 litro de muestra, al cual se le adicionaron 10 mL de peróxido de hidrógeno (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) al 30 %. La mezcla fue colocada en un recipiente de vidrio y transferida a una estufa a 60 °C durante 2 horas, con el objetivo de acelerar el proceso de oxidación. La digestión se consideró completa cuando ya no se observaron restos orgánicos visibles en la muestra (Hurley et al., 2018).

### **3.3.3. Proceso de electrocoagulación**

Se utilizó un reactor de capacidad de 1 litro de vidrio de forma cilíndrica, los electrodos que se emplearon fueron placas de aluminio (ánodo y cátodo) (15 cm x 1.27 cm x 0,25 cm) y se sumergió a 10 cm en la celda electrolítica. Se empleó un soporte ajustable no conductor para ensamblar los electrodos firmemente paralelo en forma vertical a lo largo del reactor, para cada prueba se utilizó un volumen de 1 litro de agua residual. Los electrodos fueron conectados a corriente continua ajustable, que suministró la corriente eléctrica y controló el voltaje y la corriente aplicada

durante las pruebas. Para la mezcla del contenido del reactor se empleó un agitador magnético para garantizar que las partículas se mantuvieran en suspensión (80rpm) (Elkhatib, Oyanedel-craver, et al., 2021) adicionalmente a ello se añadió 0.5 ml de  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  a 0.1M anhidro a la solución como electrolito y el pH se ajustó a neutro añadiendo NaOH a 1M o  $\text{H}_2\text{SO}_4$  a 1M, para finalmente someter las muestras a un periodo de sedimentación de 30 minutos (Maocai et al., 2022).

Para el proceso de optimización de la electrocoagulación se varió tres parámetros secuencialmente, que son los siguientes:

**a. Densidad de corriente**

La densidad de corriente que se empleó en el proceso de electrocoagulación fue de  $8 \text{ mA/cm}^2$ ,  $20 \text{ mA/cm}^2$  y  $32 \text{ mA/cm}^2$ .

**b. Tiempo electrolítico**

El tiempo de reacción electrolítico 20 min, 40 min, y 60 min sucesivamente.

**c. Espacio entre electrodos**

El espaciado entre electrodos que se aplicó al proceso electrolítico fue de 1 cm, 2 cm y 3cm.

### **3.3.4. Proceso de coagulación**

Para la evaluación del proceso de coagulación se aplicó la prueba de jarras, utilizando vasos de precipitado con una capacidad de 1.5 L. En cada ensayo se empleó un volumen de 1 L de agua residual. El procedimiento contempló un tiempo de mezcla rápida de 1 minuto, seguido de una mezcla lenta de 15 minutos, para finalmente someter las muestras a un periodo de sedimentación de 30 minutos, con el fin de permitir la formación y decantación de los flóculos. El coagulante que se uso fue el policloruro de aluminio (PAC), el pH se ajustó añadiendo NaOH a 1M o  $\text{H}_2\text{SO}_4$  a 1M (Zhou et al., 2021a).

Para analizar la optimización de variables se realizó pruebas de coagulación donde se controló los siguientes parámetros:

**a. Dosis de coagulante**

Las dosis de coagulantes que se utilizó en los experimentos fueron de 30 mg/L, 90 mg/L, 150 mg/L.

**b. Velocidad de agitación**

Las velocidades de agitación rápida fueron de 300, 400, y 500 rpm/min durante 1 minutos, y luego se disminuyó a una velocidad de agitación lenta de 80, 120, y 160 rpm/min durante 15 minutos, con una sedimentación de 30 minutos.

**c. pH**

El pH en los experimentos fue evaluado a 6.6, 7.0, y 7.4. El pH de las soluciones se ajustó utilizando ácido sulfúrico e hidróxido de sodio.

**3.3.5. Cálculo de la eficiencia de remoción de microplásticos**

Para determinar la eficiencia de remoción de microplásticos mediante las tecnologías de coagulación y electrocoagulación, se aplicó el método propuesto por (Meera, Sasidharan, et al., 2023); el papel filtro fue previamente secado en un horno a 60 °C hasta alcanzar un peso constante, registrado como  $M_1$  (g). Una vez finalizados los procesos de coagulación y electrocoagulación, las muestras fueron sometidas a filtración por succión utilizando una bomba de vacío. Posteriormente, el papel filtro se colocó en una placa Petri y se le adicionaron 5 mL de HCl 1 M durante 30 minutos, con el fin de eliminar impurezas. Luego, las membranas se llevaron a campana de secado por un periodo de 15 días, tras lo cual se realizó el pesaje final, registrado como  $M_2$  (g). La eficiencia de remoción de microplásticos para ambos tratamientos se determinó mediante la siguiente fórmula, expresándose los resultados en porcentaje de eficiencia.

$$Eficiencia\ de\ remoción = \frac{0.1 - (M_2 - M_1)}{0.1} \times 100\%$$

**3.3.6. Cuantificación, caracterización física y química de microplásticos**

La cuantificación de los microplásticos y la caracterización física (forma y color), se realizó empleando estereoscopio óptico con un aumento de 4,5x. Empleando una pinza se pinchó las muestras reiteradas veces si se rompía al tocarla no se contó como microplásticos, este procedimiento se repitió para cada muestra, tal como

establece la “Guía para la identificación de microplásticos” desarrollada por el Instituto de Investigación Marina y Ambiental (Instituto de Investigación Marina y Ambiental, 2015). Toda la caracterización física se realizó en el laboratorio de la Universidad Nacional de Juliaca. En cuanto a la caracterización química se determinó mediante la espectroscopia Raman (Horiba Scientific Xplora), posteriormente se comparó los espectros de los microplásticos con los espectros de una base de datos de espectros Raman que permitió la identificación de la mayoría de las partículas, dicho análisis se realizó en el laboratorio de electroquímica aplicada, facultad de ciencias de la Universidad Nacional de Ingeniería-Lima.

**Tabla 11**

*Codificación para la caracterización física y química de microplásticos en el proceso de electrocoagulación*

Muestra	Codificación para su análisis fisicoquímico	
	No tratadas	Tratadas
1	E-1.1	E-1.2
10	E-2.1	E-2.2
19	E-3.1	E-3.2
28	E-4.1	E-4.2
37	E-5.1	E-5.2
46	E-6.1	E-6.2
55	E-7.1	E-7.2
64	E-8.1	E-8.2
73	E-9.1	E-9.2
79	E-10.1	E-10.2

*Nota.* Elaboración propia.

**Tabla 12**

*Codificación para la caracterización física y química de microplásticos en el proceso de coagulación*

Muestra	Codificación para su análisis fisicoquímico	
	No tratadas	Tratadas
1	C-1.1	C-1.2
10	C-2.1	C-2.2
19	C-3.1	C-3.2
28	C-4.1	C-4.2
37	C-5.1	C-5.2

46	C-6.1	C-6.2
55	C-7.1	C-7.2
64	C-8.1	C-8.2
73	C-9.1	C-9.2
79	C-10.1	C-10.2

*Nota.* Elaboración propia.

### 3.3.7. Análisis estadísticos

Con el objetivo de alcanzar los objetivos específicos de esta investigación, se emplearon los siguientes métodos estadísticos:

#### a. Prueba T de student

La prueba t y la distribución t fue desarrollada por William Sealy Gosset, es una técnica estadística para comprobar si la diferencia de medias entre dos grupos es estadísticamente significativa (Sánchez, 2015). La hipótesis nula establece que ambas medias son estadísticamente iguales, mientras que la hipótesis alternativa establece que ambas medias no son estadísticamente iguales, es decir, son estadísticamente diferentes (Mishra et al., 2019).

Existen tres tipos de pruebas t: la prueba t de una muestra, la prueba t de muestras independientes y la prueba t de muestras pareadas. La prueba t de una muestra, es utilizado para determinar si el valor medio de una muestra es estadísticamente igual o diferente al valor medio de su población original (Peat & Barton, 2008). La prueba t de muestras dependientes también denominada prueba t para muestras pareadas, determina si el cambio en las medias entre dos observaciones pareadas es estadísticamente significativo (Mishra et al., 2019). En esta prueba, se miden los mismos sujetos en dos momentos o se observan mediante dos métodos diferentes, para aplicar esta prueba, se utilizan variables pareadas, donde las variables pareadas deben ser continuas y tener una distribución normal (Altman, 1990). La prueba t de muestras independientes, también llamada prueba t no pareada, determina si existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medias de dos grupos no relacionados (independientes) (Mishra et al., 2019). En este procedimiento, en primera instancia se calcula la homocedasticidad y se pueden utilizar pruebas como la de Bartlett, la de Levene, y el score test (Sundaram et al., 2010).

Debido a que la prueba t de muestras independientes se adapta adecuadamente a las características de nuestro caso de estudio, para comparar los resultados de las tecnologías electrocoagulación y coagulación. La prueba se realizó como una prueba de dos muestras, los resultados fueron analizados a un intervalo de confianza del 95%, ya que el valor de  $\alpha$  utilizado fue de 0.05. Si el valor p obtenido de la prueba es menor que  $\alpha$  (es decir, menos de 0.05), se dice que la diferencia es probablemente significativa. Si el valor p es más pequeño que 0.01, la diferencia es muy significativa (Rajala et al., 2020b).

$H_0$ : Las medias de población subyacente son iguales

$H_a$ : Las medias no son iguales.

Esto se expresa así:

$H_0: \mu_1 = \mu_2$

$H_a : \mu_1 \neq \mu_2$

Donde:

$\mu_1$  = eficiencia de electrocoagulación

$\mu_2$  = eficiencia de coagulación

La prueba estadística se calculará como (Dietrichson, 2019):

$$t = \frac{(\bar{X}_1 - \bar{X}_2)}{\sqrt{S_1^2/n_1 + S_2^2/n_2}}$$

Donde:

$S_1^2$  y  $S_2^2$  : varianzas de las muestras 1 y 2

$n_1$  y  $n_2$  : número de observaciones en cada muestra.

$\bar{X}_1$  y  $\bar{X}_2$  : media de las muestras

## b. Prueba de Bartlett's

La prueba de Bartlett se realizó con el objetivo de comprobar la igualdad o la homogeneidad de varianzas entre ambos grupos (coagulación y electrocoagulación),

frente a la alternativa de que las varianzas sean desiguales en al menos dos grupos (Odoi et al., 2022).

La prueba de Bartlett se da como:

$$X^2 = \frac{(N - k). \ln(s_p^2) - \sum_{i=1}^k (n_i - 1). \ln(s_i^2)}{1 + \frac{1}{3(k-1)} \left\{ \sum_{i=1}^k \frac{1}{n_i - 1} - \frac{1}{N - k} \right\}}$$

Donde:

k: Número de grupos o muestras

$n_i$ : Tamaño de la muestra  $i$

$N = \sum n_i$ : Tamaño total (todas las muestras)

$s_i^2$ : varianza de la muestra  $i$

$s_p^2$ : varianza combinada o ponderada

*Nota.* La estadística calculada  $X^2$  se compara con la distribución chi-cuadrado con  $k-1$  grados de libertad. Si el valor de  $p < 0.05$ , se rechaza la hipótesis nula, es decir, las varianzas no son iguales.

### c. **Diseño factorial**

El diseño factorial es un tipo de diseño experimental que se utiliza para estudiar el efecto de dos o más variables independientes (factores) sobre una o más variables dependientes (Hernandez et al., 2014). Su característica principal es que permite analizar todos los posibles niveles de combinación de los factores, lo cual proporciona información detallada tanto de los efectos individuales como de las interacciones entre variables (Fernández, 2020).

El diseño experimental que se empleó en la investigación fue un diseño factorial para determinar las condiciones óptimas de ambas tecnologías y fue aplicado con 3 factores y 3 niveles de cada factor, siendo los factores para la electrocoagulación la densidad de corriente, tiempo electrolítico y espacio entre electrodos y para la coagulación la dosis de coagulante, velocidad de agitación y pH.

Se realizó el análisis de varianza mediante el software estadístico R versión 4.3.1.

R studio se caracteriza por ser un software libre y eso permite a los desarrolladores aportar y a hacer más robusto a la hora del análisis estadístico, el diseño factorial se lo logra insertar los modelos, obteniéndose que se muestra a continuación.

El modelo estadístico utilizado para el análisis de la información será (Lara, 2001):

$$Y_{ijkl} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \gamma_k + (\alpha\beta)_{ij} + (\alpha\gamma)_{ik} + (\beta\gamma)_{jk} + (\alpha\beta\gamma)_{ijk} + u_{ijkl}$$

#### a. Electrocoagulación

$i = 8, 20, \text{ y } 32$ ;  $j = 20, 40, \text{ y } 60$ ;  $k = 1, 2, \text{ y } 3$  y  $l = 1, 2 \text{ y } 3$  repeticiones.

$Y_{ijkl}$ : Representa la observación correspondiente al nivel (i) de densidad de corriente, al nivel (j) tiempo electrolítico y al nivel (k) espaciado entre los electrodos.

$\mu$ : Efecto constante, es el porcentaje medio de remoción de microplásticos, común a todos los niveles de los factores.

$\alpha_i$ : Efecto producido por el nivel i-ésimo del factor densidad de corriente.

$\beta_j$ : Efecto producido por el nivel j-ésimo del factor tiempo electrolítico.

$\gamma_k$ : Efecto producido por el nivel k -ésimo de espaciado entre los electrodos.

$(\alpha\beta)_{ij}$ : Efecto producido por la interacción entre densidad de corriente y tiempo electrolítico.

$(\alpha\gamma)_{ik}$ : Efecto producido por la interacción entre densidad de corriente y espaciado entre los electrodos.

$(\beta\gamma)_{jk}$ : Efecto producido por la interacción entre tiempo electrolítico y espaciado entre los electrodos.

$(\alpha\beta\gamma)_{ijk}$ : Efecto producido por la interacción entre densidad de corriente, dosificación de coagulante y espaciado entre los electrodos.

$u_{ijkl}$ : Vv aa. independientes con distribución  $N(0, \sigma)$ .

**Tabla 13**

*Diseño factorial aplicado al proceso de electrocoagulación para la remoción de microplásticos*

			$i_1$						$i_2$						$i_3$											
			$j_1$		$j_2$		$j_3$		$j_1$		$j_2$		$j_3$		$j_1$		$j_2$		$j_3$							
$k_1$	$k_2$	$k_3$	$k_1$	$k_2$	$k_3$	$k_1$	$k_2$	$k_3$	$k_1$	$k_2$	$k_3$	$k_1$	$k_2$	$k_3$	$k_1$	$k_2$	$k_3$	$k_1$	$k_2$	$k_3$						
$i_1j_1k_1$	$i_1j_1k_2$	$i_1j_1k_3$	$i_1j_2k_1$	$i_1j_2k_2$	$i_1j_2k_3$	$i_1j_3k_1$	$i_1j_3k_2$	$i_1j_3k_3$	$i_2j_1k_1$	$i_2j_1k_2$	$i_2j_1k_3$	$i_2j_2k_1$	$i_2j_2k_2$	$i_2j_2k_3$	$i_2j_3k_1$	$i_2j_3k_2$	$i_2j_3k_3$	$i_3j_1k_1$	$i_3j_1k_2$	$i_3j_1k_3$	$i_3j_2k_1$	$i_3j_2k_2$	$i_3j_2k_3$	$i_3j_3k_1$	$i_3j_3k_2$	$i_3j_3k_3$

*Nota.* Elaboración propia a partir del diseño experimental.

**Tabla 14**

*Factores independientes y niveles codificados en el diseño factorial del proceso de electrocoagulación*

<b>Factor</b>	<b>Densidad de corriente</b>			<b>Tiempo electrolítico</b>			<b>Espaciado entre electrodos</b>		
<b>Nivel</b>	$i_1$	$i_2$	$i_3$	$j_1$	$j_2$	$j_3$	$k_1$	$k_2$	$k_3$
	8 mA/cm <sup>2</sup>	20 mA/cm <sup>2</sup>	32 mA/cm <sup>2</sup>	20 min	40 min	60 min	1 cm	2 cm	3 cm

*Nota.* Elaboración propia a partir del diseño experimental.

**b. Coagulación**

$i = 30, 90, \text{ y } 150; j = 300-80, 400-120, \text{ y } 500-160; k = 6.6, 7.0, \text{ y } 7.4; \text{ y } l=1, 2 \text{ y } 3$  repeticiones.

$Y_{ijkl}$ : Representa la observación correspondiente al nivel (i) de la dosis de coagulante, nivel (j) Velocidad de agitación y nivel (k) pH.

$\mu$ : Efecto constante, es el porcentaje medio de remoción de microplásticos, común a todos los niveles de los factores.

$\alpha_i$ : Efecto producido por el nivel i-ésimo de la dosis de coagulante.

$\beta_j$ : Efecto producido por el nivel j-ésimo del factor Velocidad de agitación.

$\gamma_k$ : Efecto producido por el nivel k-ésimo de pH.

$(\alpha\beta)_{ij}$ : Efecto producido por la interacción entre dosis de coagulante y Velocidad de agitación.

$(\alpha\gamma)_{ik}$ : Efecto producido por la interacción entre dosis de coagulante y pH.

$(\beta\gamma)_{jk}$ : Efecto producido por la interacción entre Velocidad de agitación y pH.

$(\alpha\beta\gamma)_{ijk}$ : Efecto producido por la interacción entre dosis de coagulante, Velocidad de agitación y pH.

$u_{ijkl}$ : Vv aa. independientes con distribución  $N(0,\sigma)$ .

**Tabla 15**

*Diseño factorial aplicado al proceso de coagulación para la remoción de microplásticos*

$i_1$			$i_2$			$i_3$		
$j_1$	$j_2$	$j_3$	$j_1$	$j_2$	$j_3$	$j_1$	$j_2$	$j_3$
$k_1$	$k_2$	$k_3$	$k_1$	$k_2$	$k_3$	$k_1$	$k_2$	$k_3$
$i_1j_1k_1$	$i_1j_1k_2$	$i_1j_1k_3$	$i_1j_2k_1$	$i_1j_2k_2$	$i_1j_2k_3$	$i_1j_3k_1$	$i_1j_3k_2$	$i_1j_3k_3$
$i_2j_1k_1$	$i_2j_1k_2$	$i_2j_1k_3$	$i_2j_2k_1$	$i_2j_2k_2$	$i_2j_2k_3$	$i_2j_3k_1$	$i_2j_3k_2$	$i_2j_3k_3$
$i_3j_1k_1$	$i_3j_1k_2$	$i_3j_1k_3$	$i_3j_2k_1$	$i_3j_2k_2$	$i_3j_2k_3$	$i_3j_3k_1$	$i_3j_3k_2$	$i_3j_3k_3$

*Nota.* Elaboración propia a partir del diseño experimental.

**Tabla 16**

*Factores independientes y sus niveles codificados en el diseño factorial para el tratamiento de la coagulación*

Factor	Dosis de coagulante			Velocidad de agitación			pH		
Nivel	i <sub>1</sub>	i <sub>2</sub>	i <sub>3</sub>	j <sub>1</sub>	j <sub>2</sub>	j <sub>3</sub>	k <sub>1</sub>	k <sub>2</sub>	k <sub>3</sub>
	30 mg/L	90 mg/L <sup>2</sup>	150 mg/L	300 rpm – 80 rpm	400 rpm – 120 rpm	500 rpm – 160 rpm	6.6	7	7.4

*Nota.* Elaboración propia a partir del diseño experimental.

#### **d. Análisis de varianza**

El análisis de varianza (ANOVA, por sus siglas en inglés ANalysis Of VAriance) es una técnica estadística que permite comparar las medias de más de dos grupos, analizar mediciones repetidas, controlar variables que afectan el resultado y evaluar el efecto conjunto de varios tratamientos o factores (Sinharay, 2010).

##### **- ANOVA de una vía**

El ANOVA de una vía es una prueba estadística que permite comparar las medias de tres o más grupos bajo un mismo factor categórico. En lugar de comparar pares con múltiples t-test (lo que aumentaría los errores tipo I), compara la variabilidad entre grupos frente a la variabilidad dentro de cada grupo mediante el estadístico F (T. K. Kim, 2017).

Hipótesis:

- $H_0$ : todas las medias son iguales ( $\mu=1\dots=\mu_k$ )
- $H_a$ : al menos una media difiere

Ecuación:

$$Y_{ij} = \mu + \tau_i + \varepsilon_{ij}$$

Donde:

$Y_{ij}$ : Observación del sujeto  $j$  en el grupo  $i$

$\mu$ : Media general

$\tau_i$ : Efecto del tratamiento o grupo  $i$  (desviación de la media)

$\epsilon_{ij}$ : Error aleatorio asociado a la observación  $ij$ , con  $\epsilon_{ij} \sim N(0, \sigma^2)$

#### - ANOVA de dos vías

El ANOVA de dos vías se emplea para evaluar simultáneamente dos factores y su posible interacción sobre la variable medida, este método permite determinar no solo los efectos principales de cada factor, sino también si “los efectos de diferentes niveles de un factor dependen de los niveles del otro”, es decir, si existe interacción (H. Y. Kim, 2014). Se contrastan tres hipótesis nulas: ninguna diferencia por factor A, factor B, o interacción, usando estadísticos F basados en la razón geométrica de las medias cuadráticas correspondientes. Además, este análisis requiere que se cumplan los supuestos de independencia, normalidad y homogeneidad de varianzas (Wilcox, 2022).

Ecuación:

$$Y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + (\alpha\beta)_{ij} + \epsilon_{ijk}$$

Donde:

$Y_{ijk}$ : Observación del sujeto  $k$  bajo el nivel  $i$  del factor A y nivel  $j$  del factor B

$\mu$ : Media general

$\alpha_i$ : Efecto del nivel  $i$  del factor A

$\beta_j$ : Efecto del nivel  $j$  del factor B

$(\alpha\beta)_{ij}$ : Efecto de la interacción entre los niveles  $i$  y  $j$

$\epsilon_{ijk}$ : Error aleatorio asociado a la observación, con  $\epsilon_{ijk} \sim N(0, \sigma^2)$

- **ANOVA factorial**

El ANOVA factorial permite analizar simultáneamente múltiples factores independientes y evaluar sus efectos principales, así como las interacciones entre ellos, sobre una variable dependiente continua (Andrade, 2024).

Ecuación:

$$Y_{ijkl} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \gamma_k + (\alpha\beta)_{ij} + (\alpha\gamma)_{ik} + (\beta\gamma)_{jk} + (\alpha\beta\gamma)_{ijk} + \varepsilon_{ijkl}$$

Donde:

$Y_{ijkl}$ : Observación correspondiente al nivel  $i$  del factor A, nivel  $j$  del factor B, nivel  $k$  del factor C, en la repetición  $l$ .

$\mu$ : Media general.

$\alpha_i$ : Efecto del nivel  $i$  del factor A, con  $i=1,2,3$

$\beta_j$ : Efecto del nivel  $j$  del factor B, con  $j=1,2,3$

$\gamma_k$ : Efecto del nivel  $k$  del factor C, con  $k=1,2,3$

$(\alpha\beta)_{ij}$ : Efecto de interacción entre los factores A y B.

$(\alpha\gamma)_{ik}$ : Efecto de interacción entre los factores A y C.

$(\beta\gamma)_{jk}$ : Efecto de interacción entre los factores B y C.

$(\alpha\beta\gamma)_{ijk}$ : Efecto de interacción triple entre A, B y C.

$\varepsilon_{ijkl}$ : Error aleatorio o residual, con  $\varepsilon_{ijkl} \sim N(0, \sigma^2)$

Dada la necesidad de analizar no solo los efectos individuales de cada factor, sino también sus interacciones combinadas, se aplicó un ANOVA factorial, el cual es el modelo estadístico más adecuado cuando se busca identificar cómo múltiples variables independientes influyen en una variable dependiente de forma conjunta. A diferencia del ANOVA de una vía, que solo permite evaluar un factor a la vez, el ANOVA factorial permite estudiar efectos principales e interacciones entre factores, proporcionando una visión más integral del comportamiento del sistema.

Una vez identificado que los factores y/o interacciones generaban diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0.05$ ), se aplicó un análisis post hoc con corrección de Bonferroni, con el objetivo de determinar entre qué niveles específicos de cada factor existían diferencias significativas. Esta prueba fue seleccionada por su carácter conservador y su capacidad para controlar el error tipo I cuando se realizan múltiples comparaciones entre medias.

#### **e. Prueba Post Hoc de Bonferroni**

La corrección de Bonferroni es un método de comparación múltiple utilizado como análisis post hoc después de realizar un análisis de varianza (ANOVA), cuando se detectan diferencias estadísticamente significativas entre medias. Su objetivo es controlar el error tipo I (falsos positivos) que se incrementa al realizar múltiples comparaciones (S. Lee & Lee, 2018).

La fórmula ajusta el nivel de significancia  $\alpha$  de la siguiente manera:

$$\alpha \text{ ajustado} = \frac{\alpha}{k}$$

Donde:

$\alpha$ : Nivel de significancia inicial (por lo general por debajo de 0.05)

k: Número de comparaciones múltiples

$\alpha$  ajustado : Nivel de significancia corregido para cada comparación

#### **f. Prueba t de Student pareada**

Como se mencionó líneas arriba la prueba t de muestras dependientes también denominada prueba t para muestras pareadas se emplea cuando se comparan dos mediciones realizadas sobre los mismos sujetos o unidades, por ejemplo, antes y después de un tratamiento o con dos métodos aplicados a los mismos elementos (Mishra et al., 2019).

#### **Hipótesis**

-  $H_0: \mu_D = 0$ :

(No hay diferencia media entre las dos condiciones).

- $H_a: \mu_D \neq 0$   
(Existe una diferencia media significativa)

Ecuación:

$$t = \frac{\bar{D} - \mu_0}{S_D / \sqrt{n}}$$

$\bar{D}$ : Diferencia promedio entre pares

$S_D$ : desviación estándar de las diferencias

n: número de pares

$\mu_0$ : media de la diferencia bajo  $H_0$  (generalmente 0)

En este caso se aplicó el supuesto de las diferencias (D) entre pares deben seguir una distribución normal (puesto que  $n < 30$ ), se determinó la normalidad mediante Shapiro – Wilk.

#### g. Prueba de normalidad Shapiro Wilk

La prueba Shapiro-Wilk es uno de los métodos más potentes para evaluar la normalidad de una distribución, especialmente en tamaños de muestra pequeños (< 50), el estadístico W se calcula así (Ghasemi & Zahediasl, 2012):

$$W = \frac{(\sum_{i=1}^n a_i x_{(i)})^2}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}$$

Donde:

$x_{(i)}$ : son los datos ordenados (menor a mayor).

$\bar{x}$ : es la media muestral.

$a_i$ : son coeficientes determinados por los valores esperados y la covarianza de una muestra normal ordenada, optimizados para evaluar la normalidad

Un valor de W cercano a 1 indica que los datos se ajustan bien a una distribución normal, mientras que valores bajos sugieren desviaciones significativas.

Si  $p > 0.05$ , se acepta la normalidad y puedes continuar con la t pareada.

Si  $p < 0.05$ , se debe recurrir a una alternativa no paramétrica (como Wilcoxon).

## CAPITULO IV

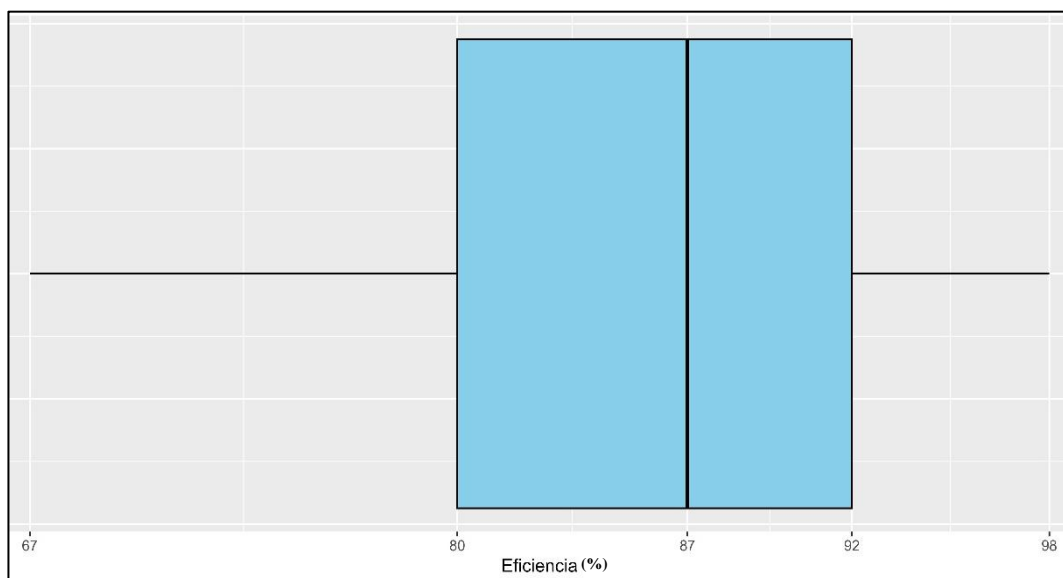
### RESULTADOS Y DISCUSIONES

#### 4.1. Eficiencia de reducción de microplástico mediante la electrocoagulación y coagulación

Para el análisis de eficiencia de remoción de microplásticos mediante la tecnología de electrocoagulación, se obtuvieron los siguientes resultados:

##### Figura 11

*Eficiencia de remoción de microplásticos por electrocoagulación*



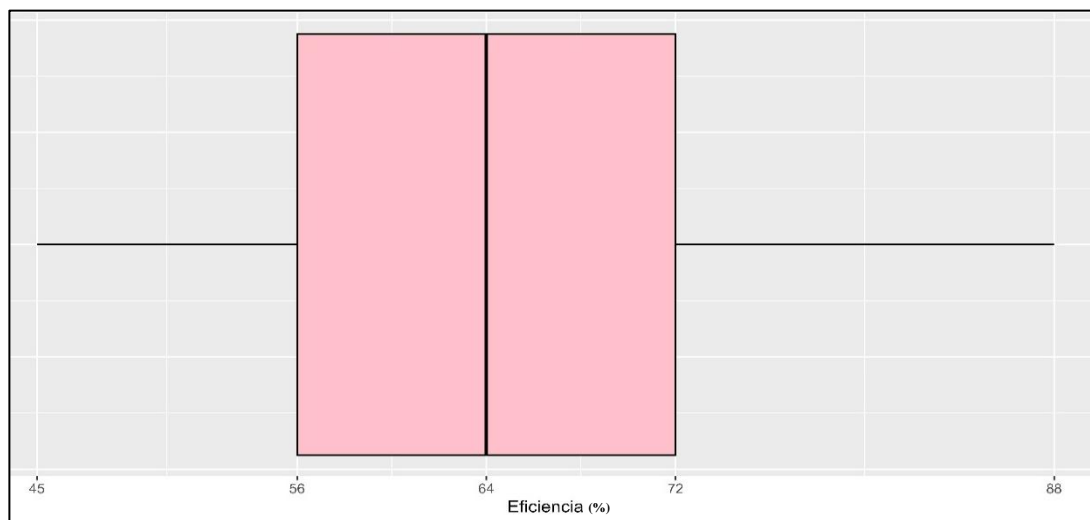
*Nota.* Elaboración propia a partir de los resultados experimentales obtenidos en el proceso de electrocoagulación.

De acuerdo con lo presentado en la figura 11, los resultados obtenidos en el proceso de electrocoagulación evidencian una eficiencia máxima del 98%, lo que demuestra una notable concordancia con los hallazgos reportados en la investigación realizada por (Bracher et al., 2021) (R. Xu et al, 2022) que alcanzaron remociones superiores al 98%, igualmente (Elkhatib et al., 2021) en su investigación manifiesta que la eficiencia de la electrocoagulación para la eliminación de microplásticos en aguas residuales fue del 96,5%, similar a (Gabisa & Ratanatamskul, 2024) que obtuvo una eficiencia de eliminación de hasta un 96 %, además (Sezer, Topkaya, et al., 2024) en

su investigación obtuvo una eficiencia máxima del 99% de remoción de microplásticos en muestras de aguas residuales a una densidad de corriente  $1.905 \text{ mA/cm}^2$  y tiempo de reacción 15 min; no obstante, en los procesos de experimentación de la electrocoagulación también se obtuvo una eficiencia mínima del 67 %, esto debido a los diferentes parámetros como menciona (Balarak et al., 2019) que obtuvo una eficiencia de eliminación similar que fue desde el 63,73 % al 88,48 %, también se tiene a (Shen et al, 2022) donde manifiesta una eficiencia de 80%, similar al que se encuentra en el rango de valores del anterior estudio. Asimismo, en la presente investigación se obtuvo una eficiencia de rendimiento promedio del 85.3% en el proceso experimental, similar a los resultados de (Y. Hu et al., 2023) que obtuvo una eficiencia de remoción del 83,74 % al 86,94 %. Como se mencionó la máxima eficiencia que se obtuvo es de 98% cuando la distancia de separación de los electrodos fue de 1 cm con una densidad de corriente  $32 \text{ mA/cm}^2$  a un tiempo de 20 min y la mínima eficiencia obtenida fue del 67 % cuando las distancias entre electrodos fueron de 3 cm a una densidad de corriente de  $8 \text{ mA/cm}^2$  a un tiempo de 60 min.

**Figura 12**

*Eficiencia de la remoción de microplásticos por el proceso de coagulación.*



*Nota.* Elaboración propia a partir de los resultados experimentales obtenidos en el proceso de coagulación.

En la figura 12 se muestran los resultados obtenidos de las pruebas experimentales respecto a la eficiencia de remoción de microplásticos mediante el proceso de coagulación, la mayor eficiencia alcanzada fue del 88% obtenida con una dosis de coagulante de 150 mg/L, una velocidad de agitación de 400 rpm (mezcla rápida) y 120 rpm (mezcla lenta), y un pH de 7.4, en contraste, la eficiencia más baja fue del 45% obtenida con una dosis de 30 mg/L, una agitación de 500 rpm (mezcla rápida) y 160 rpm (mezcla lenta), con un pH de 6.6. Estos resultados permiten deducir que una mayor dosis de coagulante y un pH más alto favorecen la eficiencia de remoción; asimismo, se observó que la velocidad de agitación en la mezcla lenta tuvo una influencia significativa, siendo 120 rpm la condición óptima. Los resultados obtenidos concuerdan con los hallazgos reportados en estudios previos, como se evidencia en los estudios de (Yutao Zhang et al., 2021; Ziembowicz et al., 2023) para la reducción de microplásticos en aguas residuales por coagulación, obtuvieron una eficiencia de 90%, (Y. Y. Zhang et al., 2022) también reportaron resultados donde indicaron que la coagulación mostró eficiencia prometedora de más del 85%, similar a (Yutao Zhang et al., 2021) que alcanzó la más alta eficiencia de 87,1% en la reducción de microplásticos, así también se tiene a (Gao et al., 2023) donde reporta una eficiencia de 62,43 % a una dosis de 90 mg/L.

A continuación, se realizó el test de homocedasticidad para estudiar la varianza:

### **Test de Homocedasticidad**

Utilizaremos la prueba de Bartlett para determinar si las varianzas son homogéneas.

### **Hipótesis de Homocedasticidad**

Ho: Las varianzas son homogéneas

Ha: Las varianzas no son homogéneas

- Nivel de significancia: 5%
- Estadístico de Prueba: Test de Bartlett's.

**Tabla 17***Tes de homogeneidad de varianzas de Bartlett's*

<b>Bartlett's K-squared</b>	<b>df</b>	<b>p-value</b>
0.346	1	0.557

*Nota.* La tabla 17 muestra que las varianzas son homogéneas con Bartlett's (B=0.346, p-value=0.557) siendo el p-value mayor al 0.05, lo que indica que se debe aceptar la hipótesis nula y se debe rechazar la hipótesis alterna, en otras palabras, que las varianzas son homogéneas.

En ese sentido tal como se ha mostrado en los resultados obtenidos, se puede observar que las varianzas de las tecnologías para la eliminación de microplásticos de coagulación y electrocoagulación son homogéneas y siendo nuestro objetivo principal “Comparar la coagulación y electrocoagulación en la eficiencia de reducción de microplásticos de la planta de tratamiento de aguas residuales del distrito de Coata – Puno”, nos planteamos la siguiente hipótesis:

### **Hipótesis General**

Ho: La eficiencia de la electrocoagulación en la reducción de microplásticos es igual que la coagulación en aguas residuales del distrito de Coata – Puno.

Ha: La eficiencia de la electrocoagulación en la reducción de microplásticos es mejor que la coagulación en aguas residuales del distrito de Coata – Puno.

$$Ho: \mu_1 = \mu_2$$

$$Ha: \mu_1 \neq \mu_2$$

- Nivel de significancia: 5%
- Estadístico de Prueba: T-Student para muestras independientes

Se desea comparar la eficiencia de dos tecnologías e identificar la diferencia entre ellas, por lo que se procedió a realizar esta prueba estadística, con los siguientes resultados.

**Tabla 18**

*Media y desviación estándar por tipo de tecnología*

<b>Tecnologías</b>	<b>Media</b>	<b>DE</b>
Coagulación	71.7	12.7
Electrocoagulación	86.3	10.4

*Nota.* La tabla 18 muestra los resultados de la media y desviación estándar por tipo de tecnología usada para la eliminación de microplásticos

**Tabla 19**

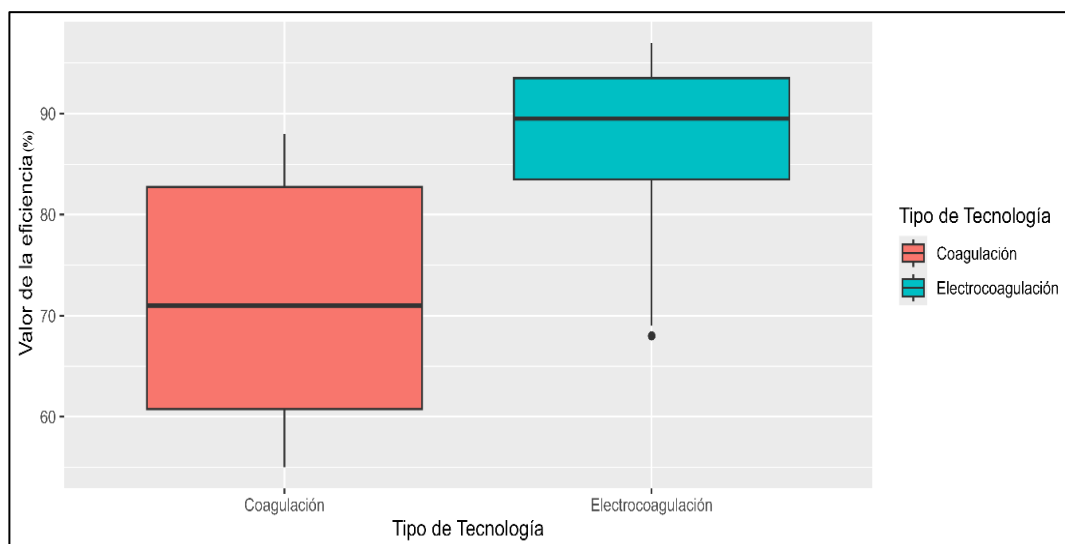
*Comparación de la coagulación y electrocoagulación en la eficiencia de reducción de microplásticos.*

<b>Electrocoagulación</b>	<b>Coagulación</b>		
<b>M (DE)</b>	<b>M (DE)</b>	<b>t</b>	<b>p</b>
86.3 (10.4)	71.7 (12.7)	-25.54	<0.001***

*Nota.* La tabla 19 muestra el resultado de la prueba T con un valor de ( $T = -25.54$ ,  $p$ -value < 0.001) menor al 0.005 de significancia estadística, por lo que se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alterna.

**Figura 13**

*Eficiencia comparativa de la coagulación y la electrocoagulación en la remoción de microplásticos*



*Nota.* Elaboración propia a partir de los resultados experimentales obtenidos en la investigación.

Según la figura 13, encontramos diferencias estadísticamente significativas entre la tecnología de electrocoagulación con la de coagulación, donde las puntuaciones de la medición de electrocoagulación ( $M=86.3$ ;  $DE=10.4$ ) fueron mayores que las puntuaciones de la coagulación ( $M=71.7$ ;  $DE=12.7$ ) con un valor de  $t_{(38)} = -25.54$ ,  $p<0.001$ , donde se aprecia que la electrocoagulación presenta una mayor eficiencia en la reducción de microplásticos en aguas residuales del distrito de Coata – Puno.

#### **4.2. Condiciones óptimas de densidad de corriente, tiempo electrolítico y espaciado entre electrodos en la reducción de microplásticos**

En la presente investigación se utilizó el diseño factorial para determinar las condiciones óptimas de la electrocoagulación, aplicado con 3 factores y 3 niveles de cada factor, siendo los factores para la electrocoagulación la densidad de corriente, tiempo electrolítico y espacio entre electrodos, en seguida se detalla los ajustes que se realizó para el proceso de electrocoagulación; el pH se ajustó a 7 empleado ácido sulfúrico  $H_2SO_4$ , (Akarsu, 2021; Shen et al., 2022) esto debido a que (Perren et al., 2018) en el estudio que realizo menciona que el pH neutro logra una mejor eficiencia de remoción de microplásticos debido a que favorece la generación de coagulantes, por otro lado, la solución electrolítica que se empleó fue el  $Na_2SO_4$  en toda las muestras tratadas para mejorar el proceso de electrocoagulación; así también se tiene al factor de velocidad de agitación, que se trabajó con un agitador magnético a 80 rpm para todas las muestras experimentales; otro aspecto que se consideró fue el tipo de electrodos, empleando Al (cátodo y ánodo) por tener un mejor efecto de eliminación en microplásticos ( $> 98,6\%$ ) (Shen et al., 2022). El tamaño de partícula de los flóculos de Al, la forma de la celda electrolítica y los reactores cilíndricos son los preferidos en las pruebas debido a las ventajas del diseño simple y la alta eficiencia de mezcla (F. Liu et al., 2023).

A continuación, se muestra la tabla de resultados ANOVA de factores de interacción en el proceso de electrocoagulación, donde los factores A, B y C representan la densidad corriente, tiempo electrolítico y espacio entre electrodos respectivamente, además se muestra los factores de electrocoagulación de las interacciones de cada uno de los factores tales como A, B, C, A: B, A:C, B:C y A: B: C.

**Tabla 20**

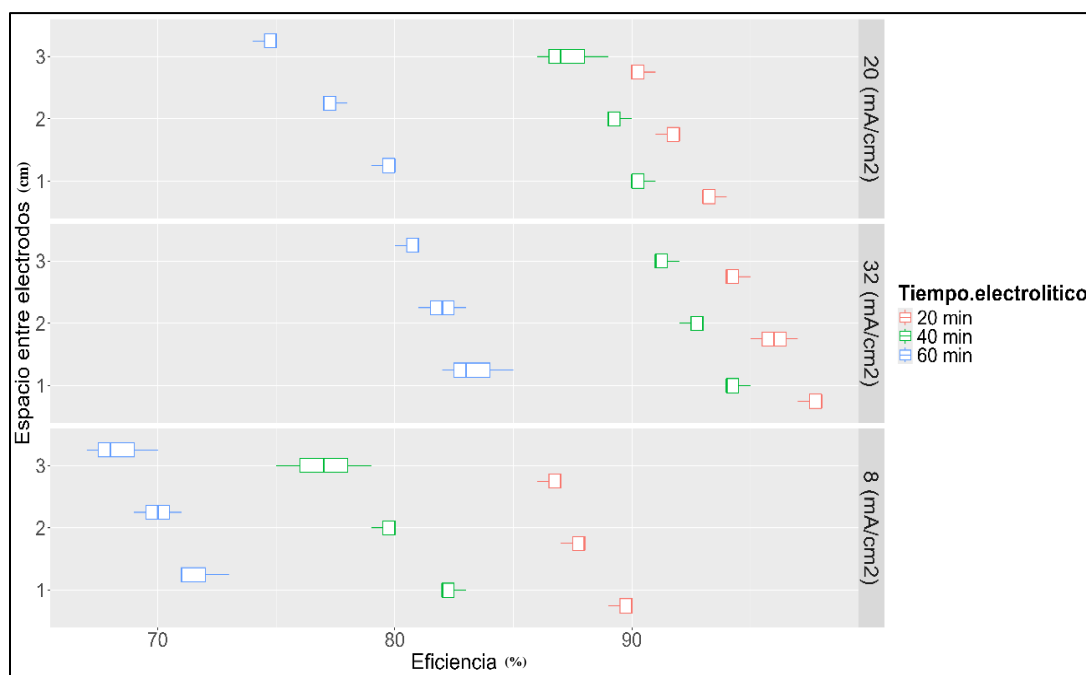
*ANOVA para los factores de electrocoagulación*

	df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
A	2	1673	836.5	1042.446	< 2E-16	***
B	2	3411	1705.6	2125.4	< 2E-16	***
C	2	167	83.6	104.138	< 2E-16	***
A: B	4	92	23	28.677	8.49E-13	***
A:C	4	2	0.6	0.708	0.59	
B:C	4	2	0.4	0.477	0.752	
A: B:C	8	8	1	1.308	0.26	
Residual	54	43	0.8			

*Nota.* Elaboración propia. Se muestra los resultados de la tabla ANOVA factorial, donde se aprecia que los factores A, B y C que representa la densidad corriente, tiempo electrolítico y espacio entre electrodos respectivamente incluida la interacción entre A: B que representa la densidad corriente y tiempo electrolítica son altamente significativas, indicando que hay diferencia entre ellas. Por el contrario, las interacciones A:C, B:C Y A: B:C no presentan significancia estadística.

**Figura 14**

*Eficiencia de remoción de MP en función del espacio entre electrodos, el tiempo electrolítico y la densidad de corriente en el proceso de electrocoagulación.*



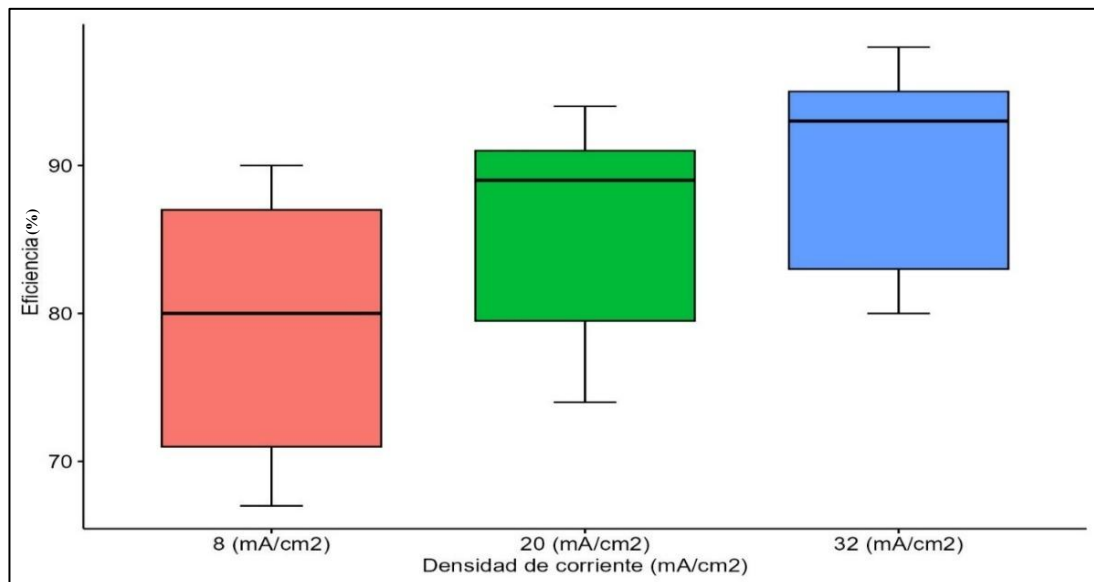
*Nota:* Elaboración propia a partir de los resultados experimentales.

En la figura 14 se puede observar los comparativos de los tres factores, en el eje de las abscisas se muestra la eficiencia de remoción de microplásticos y en el eje de las ordenadas se tiene la densidad de corriente, tiempo electrolítico y distancia de separación entre electrodos; a una densidad de corriente de  $8\text{mA/cm}^2$  a 20 minutos y a  $1\text{cm}$  se tiene una máxima eficiencia de remoción de  $90\%$ , para la densidad de corriente de  $20\text{mA/cm}^2$ , a 20 minutos y a  $1\text{cm}$  se tiene como máximo la eficiencia de remoción de  $94\%$  y para la densidad de corriente de  $32\text{mA/cm}^2$  a 20 minutos a  $1\text{cm}$  se tiene como máximo la eficiencia de remoción de  $98\%$ . De la información recaudada se puede deducir que la densidad de corriente es inversamente proporcional a la distancia entre electrodos y esta es directamente proporcional al tiempo electrolítico.

#### 4.2.1. Comportamiento de la densidad de corriente en el proceso de electrocoagulación

**Figura 15**

*Efecto de la densidad de corriente sobre la eficiencia de remoción de microplásticos.*



*Nota.* Elaboración propia a partir de los resultados experimentales obtenidos en la investigación.

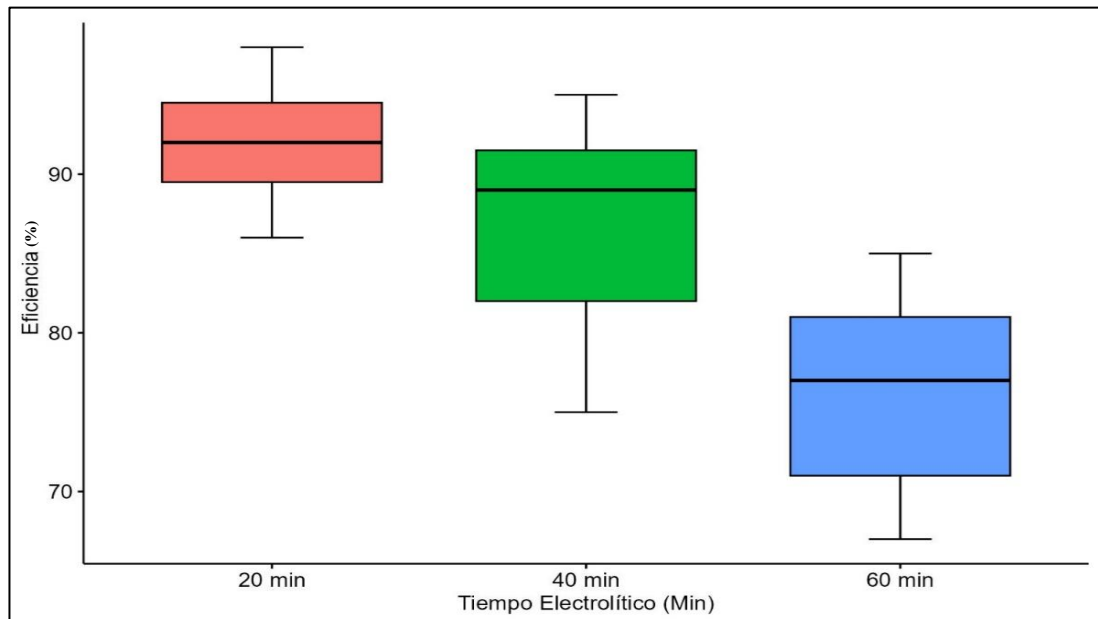
La densidad de corriente, es la corriente por área de electrodo y determina la cantidad de iones metálicos liberados de los electrodos (Moussa, El-Naas, et al., 2017). En la figura 15 se visualiza los resultados, evidenciándose la existencia de diferencias entre las densidades de corriente, donde las densidades  $32$  y  $20\text{ mA/cm}^2$  son las que

representan una mayor media, siendo los valores (90.25926 y 86.00000) respectivamente, teniendo variaciones ligeras, y el ultimo valor 8 (mA/cm<sup>2</sup>), que tiene una menor media (79.2). En investigaciones que realizaron (R. Xu et al., 2022) manifiesta la eficiencia de eliminación óptima del 97,5 % cuando la densidad de corriente fue de 12 mA/cm<sup>2</sup>, por otro lado se tiene a (Elkhatib, Oyanedel-craver, et al., 2021) menciona que la tasa de eliminación más alta de microplásticos fue de 98,5 % a una densidad de corriente de 8,07 mA/cm<sup>2</sup>, también se tiene a (Akarsu, 2021) que determino la máxima eficiencia de remoción de microplásticos con densidad de corriente 10–20 A/m<sup>2</sup>. Cabe resaltar que según (Gabisa & Ratanatamskul, 2024) mencionan que el aumento de la densidad de corriente aplicado aumenta la disolución de los electrodos, mejorando así la generación de iones coagulantes, es por esa razón que se incrementó los valores de densidad de corriente, lo valores máximos que se obtuvieron a densidad de corriente de 8, 20 y 32mA/cm<sup>2</sup> fueron de 90, 94 y 98% respectivamente, cumpliendo la premisa que mencionan los estudios ya mencionados, coincidiendo con las medias obtenidas.

#### 4.2.2. Comportamiento del tiempo electrolítico en el proceso de electrocoagulación

**Figura 16**

*Efecto del tiempo electrolítico sobre la eficiencia de remoción de microplásticos.*



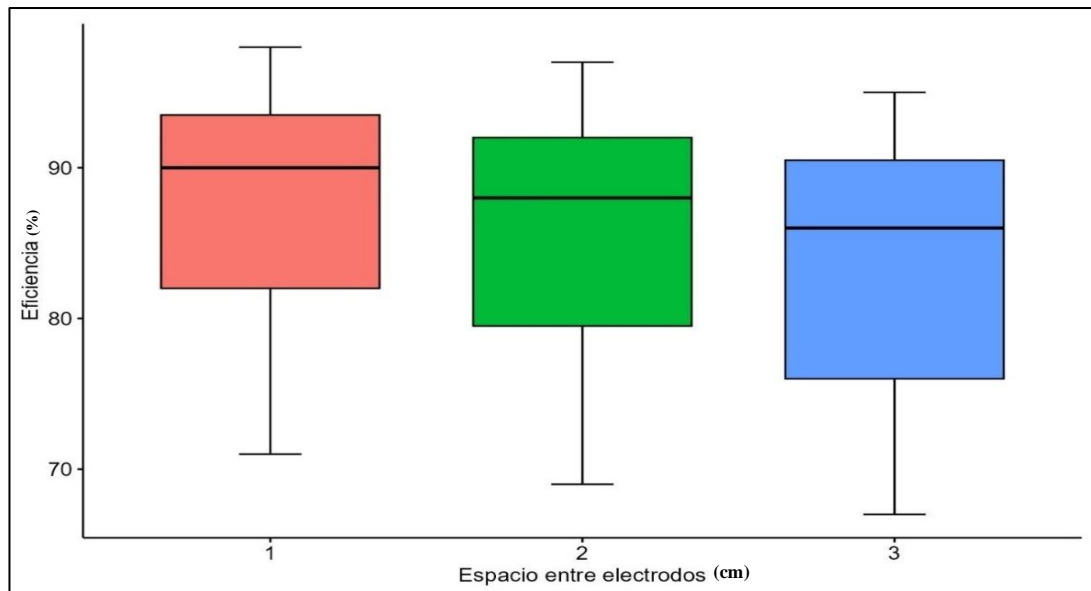
*Nota.* Elaboración propia a partir de los resultados experimentales obtenidos en la investigación.

El tiempo electrolítico de reacción es un parámetro crucial que afecta significativamente el consumo de energía en el sistema de electrocoagulación (Subair, K L, Chellappan, Rahuman A, Hridya, Devi, Salkka S, Indu, Pugazhendhi, Chinglenthoba, et al., 2024). Con los resultados presentados en la figura 16 podemos observar que existen diferencias entre los tiempos, siendo el tiempo de 20 minutos los que presentan una mayor media (91.92593), a diferencia de 40 minutos con una media de (87.14815) y el de 60 minutos que tiene una media de (76.40741). Considerando la media de 20 minutos, se tiene a los autores (R. Xu et al., 2022) que realizaron investigaciones en eliminación de microplásticos con la tecnología de electrocoagulación en aguas residuales donde manifiesta el valor óptimo para el proceso es de 20 minutos, similar a (Bracher et al., 2021) menciona que el valor optimo es de 25 minutos; además, (Elkhatib, Oyanedel-craver, et al., 2021) sostiene que en 15 minutos, los porcentajes de eliminación oscilaron entre el 99 y el 100%, estos valores se aproximan a nuestros resultados, ya que en el proceso realizado se obtuvo como máximo de 98 % de eficiencia de reducción con un tiempo de 20 minutos y con valor de 40 minutos se obtuvo un máximo de eficiencia del 95 % claramente reduciéndose la eficiencia como manifiesta (Perren et al., 2018) en su estudio indica que a 60 min logró una eficiencia del 85%, este incremento de tiempo genera un exceso de coagulante con poco efecto en la eficiencia de eliminación como consecuencia se da un mayor consumo de electrodos. No obstante, a 60 minutos se tuvo como eficiencia máxima un 85%, pero hay autores como (Perren et al., 2018; Shen et al., 2022) que manifiestan en su investigación que a un tiempo de 60 minutos obtuvieron 98,5%, asemejándose a (Subair, K L, Chellappan, Rahuman A, Hridya, Devi, Salkka S, Indu, Pugazhendhi, Chinglenthoba, et al., 2024) donde menciona que a 50 minutos se logra una eficiencia óptima de eliminación de microplásticos. Cabe mencionar que las condiciones en los diferentes estudios y como se realizó son absolutamente distintas, los resultados obtenidos pueden variar según el lugar y las condiciones de las aguas residuales y otros factores.

### 4.2.3. Comportamiento de la distancia entre electrodos en el proceso de electrocoagulación

**Figura 17**

*Efecto de la distancia entre electrodos sobre la eficiencia de remoción de microplásticos.*



*Nota.* Elaboración propia a partir de los resultados experimentales obtenidos en la investigación.

La distancia de los electrodos es una variable que influye notablemente en el proceso de electrocoagulación debido a que existe una relación con la generación de coagulantes a partir de los electrodos (Nandi & Patel, 2017). En los resultados que se muestran en la figura 17, podemos observar que la media para 1, 2 y 3 cm se obtuvieron una media de 86.92593, 85.14815 y 83.40741 respectivamente. Según los procesos realizados tenemos como máxima eficiencia 98 % de remoción de microplásticos cuando la distancia de separación es de 1 cm, asemejándose prácticamente con los resultados que obtuvieron los autores (Bracher et al., 2021; Elkhatib et al., 2021) cuando fijaron a una distancia de 1 cm los electrodos (cátodo y ánodo) logrando una eficiencia de remoción de microplásticos del 99%, también se tiene resultados del 97% y 95% como máxima eficiencia de remoción en el proceso de electrocoagulación cuando los electrodos fueron separados a 2 cm y a 3 cm respectivamente, este resultado se asemeja al estudio realizado por (Muvel et al., 2024)

quienes evaluaron la influencia del espaciamiento entre electrodos en un rango de 1 a 3 cm, se observó una mejora significativa en la eficiencia de eliminación, alcanzando un rendimiento de hasta el 95 %, también se tienen a (Ahmadzadeh et al., 2017; Nandi & Patel, 2017) que consideraron valores de 1 a 3 cm logrando una eficiencia del 99,59 % al 89,98 % y 92% al 39%, respectivamente, analógicamente se tiene a (Changmai et al., 2019) que obtuvo como resultados del 97,5% al 55% de eficiencia cuando las distancias de separación fueron 1 a 2 cm. Claramente podemos notar que a medida que aumenta la distancia entre electrodos la eliminación de microplásticos con respecto a la eficiencia tiende a reducir, esto puede explicarse por el aumento de la resistencia entre electrodos, como también ocurre el aumento de la caída de voltaje y sucede una menor interacción entre contaminantes y polímeros.

#### **4.3. Condiciones óptimas de dosis de coagulante, velocidad de mezcla y tiempo de mezcla para la reducción de microplásticos de las aguas residuales mediante la tecnología de coagulación.**

La tasa de remoción de microplásticos en el proceso de coagulación difiere en función de múltiples factores como el pH, el tipo y la dosis de coagulante, la velocidad y el tiempo de agitación (Fayyaz Shahandashty et al., 2024). Las sales de hierro y aluminio son utilizados comúnmente como coagulantes en el proceso de coagulación/floculación (J. Q. Jiang, 2015; C. Li et al., 2024); sin embargo, estudios revelan mayor eficiencia en eliminación de microplásticos con sales de aluminio, como menciona (Esfandiari & Mowla, 2021) que obtuvo una eficiencia máxima de eliminación de PE en presencia de cloruro de aluminio (96.10 %) siendo superior frente al cloruro de hierro (70.65 %). Sin embargo; las sales de Al simples (coagulantes convencionales) han sido mejorados mediante polimerización parcial, resultando la producción de soluciones de aluminio prepolimerizadas, tal es el caso del policloruro de aluminio (PAC) caracterizado por ser eficiente en dosis más bajas y un rango de pH, temperatura y coloides más alto que los convencionales, (Azizi et al., 2023; Zouboulis & Tzoupanos, 2010) menciona que la mayor eficiencia de eliminación para PE y PS (93% y 80,5%, respectivamente) está relacionada con los coagulantes de PAC y aluminio, respectivamente, mientras que la menor eficiencia está relacionada con el hierro, que alcanza una eficiencia del 81,5 % y 9,9 % para PE y PS, respectivamente. (Tabatabaei et al., 2023) manifiesta que el PAC es un mejor coagulante para la

remoción de microplásticos con una tasa de eliminación del 58,19%, mientras que la tasa de eliminación con cloruro férrico es del 56,37%. En ese contexto se seleccionó como coagulante al policloruro de aluminio – PAC.

La mezcla rápida crea movimiento necesario para poner en contacto los reactivos químicos con los microplásticos, lograr neutralizar sus cargas, desestabilizarlas y hacer que se aglomeren en un corto período (Zhou et al., 2021a); respecto a la mezcla lenta, el tiempo no debe exceder a los 15 minutos, ya que puede afectar negativamente en la formación de flóculos y la posterior eficiencia de eliminación (C. Li et al., 2021), además puede crear calentamiento de la muestra originando una sedimentación pobre, ya que ocurre la liberación de los gases disueltos en el agua, formando burbujas que se adhieren a los flóculos y los hacen flotar (Acosta, 2006). Para la presente investigación, se estableció 1 minuto para la agitación rápida y 15 minutos para agitación lenta respectivamente, los tiempos predeterminados se seleccionaron en función de estudios previos para garantizar una mezcla, floculación y sedimentación adecuadas (Zhou et al., 2021a).

A continuación, se muestra la tabla ANOVA, donde los factores A, B y C representan la dosis de coagulante, la velocidad de agitación y el pH respectivamente, cada uno de los factores cumple un rol importante en el proceso de coagulación, a continuación, se muestra la tabla de factores y sus interacciones tales como A, B, C, A: B, A:C, B:C y A: B: C.

**Tabla 21**

*ANOVA para los factores de coagulación*

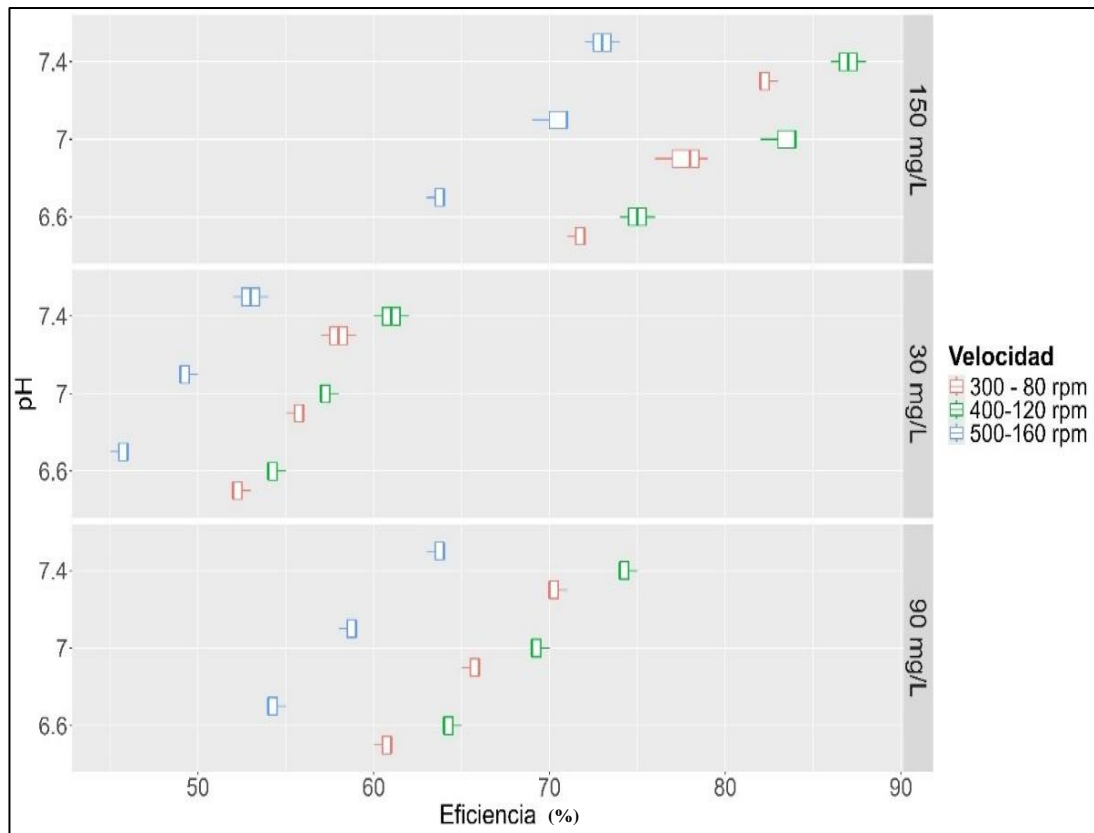
	<b>df</b>	<b>Sum Sq</b>	<b>Mean Sq</b>	<b>F value</b>	<b>Pr (&gt;F)</b>	
A	2	6494	3247	5156.706	< 2E-16	***
B	2	1537	768	1220.176	< 2E-16	***
C	2	1090	545	865.647	< 2E-16	***
A:B	4	47	12	18.824	9.67E-10	***
A:C	4	53	13	20.853	1.94E-10	***
B:C	4	3	1	1	0.4157	
A:B:C	8	9	1	1.853	0.0871	
Residual	54	34	1			

*Nota.* Elaboración propia. La tabla 21 muestra los resultados de la tabla ANOVA factorial, donde muestra que existe diferencias significativas entre los 3 factores A, B

y C, así como en las interacciones entre ellas, como A: B y A:C; por otro lado, no existen diferencias entre las interacciones entre B:C y A: B: C.

### Figura 18

*Eficiencia de remoción de MP en función del pH, dosis de coagulante y velocidad de agitación en el proceso de coagulación.*



*Nota:* Elaboración propia a partir de los resultados experimentales del proceso de coagulación.

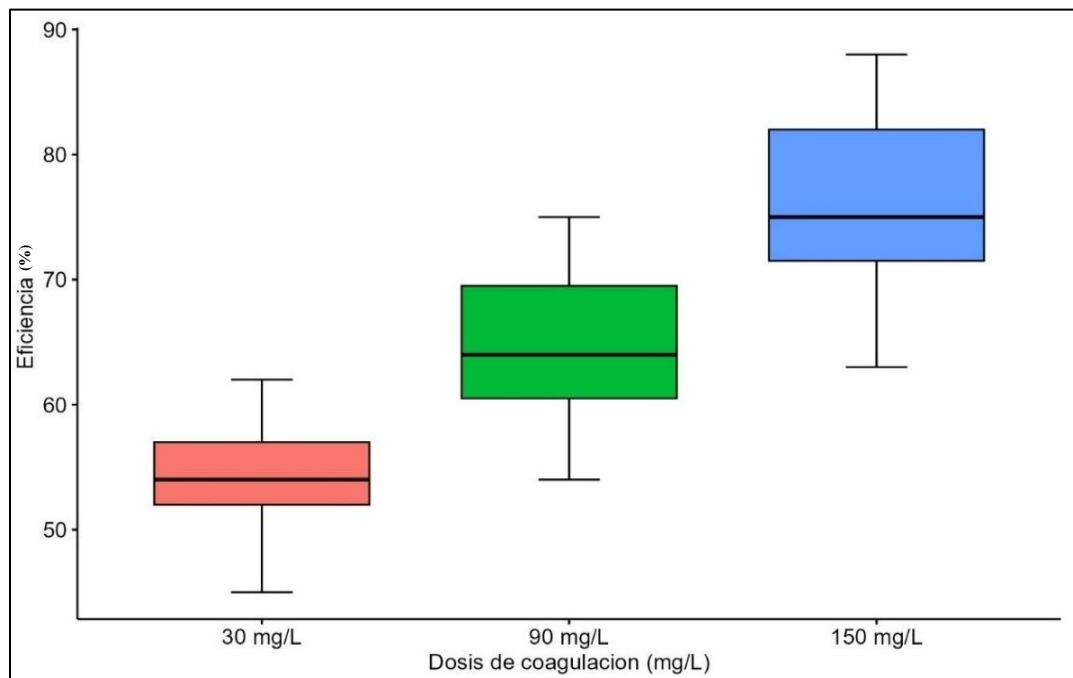
En la figura 18, tras realizar las pruebas de coagulación con un diseño factorial 3A3B3C (factores de dosis de coagulante, velocidad de agitación y pH), se muestran los resultados de remoción de microplásticos para las diferentes combinaciones de tratamientos según el diseño experimental, en el eje de las abscisas se tiene la eficiencia de remoción de microplásticos y en el eje de las ordenadas se tiene la dosis de coagulante, la velocidad de mezcla y el pH; analizando los resultados observamos que a una dosis de coagulante de 30 mg/L, a una velocidad de mezcla de 400 rpm (rápida) – 120 rpm (lenta) y a pH 7.4 se tiene una máxima eficiencia de remoción del 62%, para la dosis de coagulante de 90 mg/L, a una velocidad de mezcla de 400 rpm

(rápida) – 120 rpm (lenta) y a pH 7.4 se tiene una máxima eficiencia de remoción del 75% y para la dosis de coagulante de 150 mg/L, a una velocidad de mezcla de 400 rpm (rápida) – 120 rpm (lenta) y a pH 7.4 se tiene una máxima eficiencia de remoción del 88%, siendo ésta la combinación más óptima para remover los microplásticos. De la información recaudada se puede deducir que la eficiencia de remoción de microplásticos aumenta a medida que aumenta el valor de la dosis de coagulante y pH, logrando la mejor remoción de microplásticos con un 88 % cuando se trabaja con la combinación dosis de coagulante de 150 mg/L, velocidad de agitación 400 – 120 rpm y pH 7.4; y una mínima remoción de 45% cuando se trabaja con la combinación dosis de coagulante de 30 mg/L, velocidad de agitación 500 – 160 rpm y pH 6.6.

#### 4.3.1. Comportamiento de las dosis de coagulante

**Figura 19.**

*Efecto de la dosis de coagulante sobre la eficiencia de remoción de microplásticos.*



*Nota.* Elaboración propia a partir de los resultados experimentales obtenidos en la investigación.

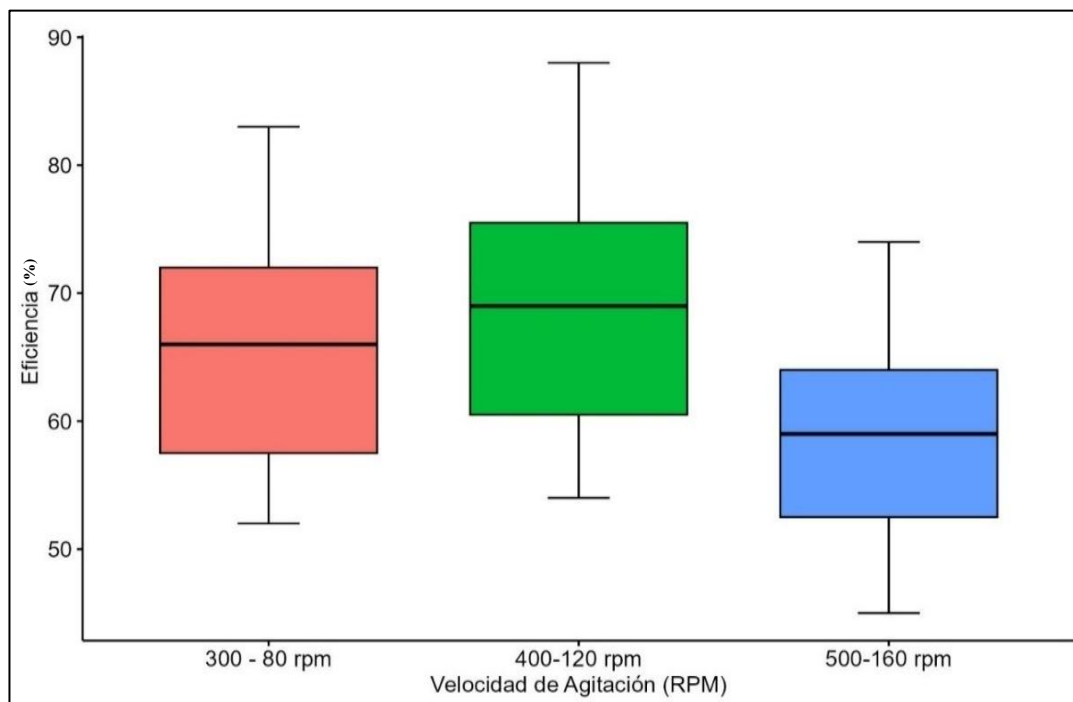
Como se muestra en la figura 19, para la dosis de coagulante existen diferencias significativas, siendo la dosis de 150 mg/L con una mayor media (76.0) y la dosis de 30 mg/L con una media de (54.07407), siendo esta ultima la que presenta menor

media. Los resultados son diferentes conformando así 03 grupos, con el incremento de la dosis de PAC de 30 mg/L, 90 mg/L y 150 mg/L, la eficiencia de eliminación de MP también aumentó siendo el 62%, 75% y 88%, la tendencia es similar a estudios de (Ma et al., 2019; Meera, Sasidharan Pillai, et al., 2023); de manera similar (I. Lee et al., 2024) en su investigación de remoción de microplásticos por coagulación a dosis de 10, 50, 100, 150, 200 y 300 mg/L de PAC, concluyó que a 150 mg/L la dosis de PAC es óptima para el experimento, alcanzando una tasa de eliminación de microplásticos del 87 %; sin embargo, la eficiencia de eliminación de microplásticos fue negativa a los 200 mg/L detectando una sobredosis; esto se puede explicar por el fenómeno de que los microflóculos coagulados inducidos por PAC mantienen el estado de partículas individuales a baja concentración, y pueden agregarse en flóculos más grandes y mejorar su eficacia de coagulación una vez que la concentración alcanza un cierto nivel (Wu et al., 2007); no obstante, cuando la inyección adicional de coagulantes supera esta dosis podría conducir a la re estabilización de microplásticos (R. Yang et al., 2016a) debido a la posibilidad de formar una capa en la superficie de los microplásticos, reduciendo así su afinidad por el coagulante, lo que resulta en una disminución de la eficiencia de eliminación (Monira et al., 2021). Otro aspecto a tomar en cuenta en la dosis de coagulante es el tamaño de los microplásticos, pues cuando se reduce el tamaño, aumenta la dosis de coagulante necesaria para la eliminación máxima (Avazpour & Noshadi, 2024; Meera, Sasidharan Pillai, et al., 2023; Yunhai Zhang et al., 2022).

### 4.3.2. Comportamiento de la velocidad de agitación

**Figura 20**

*Efecto de la velocidad de agitación sobre la eficiencia de remoción de microplásticos.*



*Nota.* Elaboración propia a partir de los resultados experimentales obtenidos en la investigación.

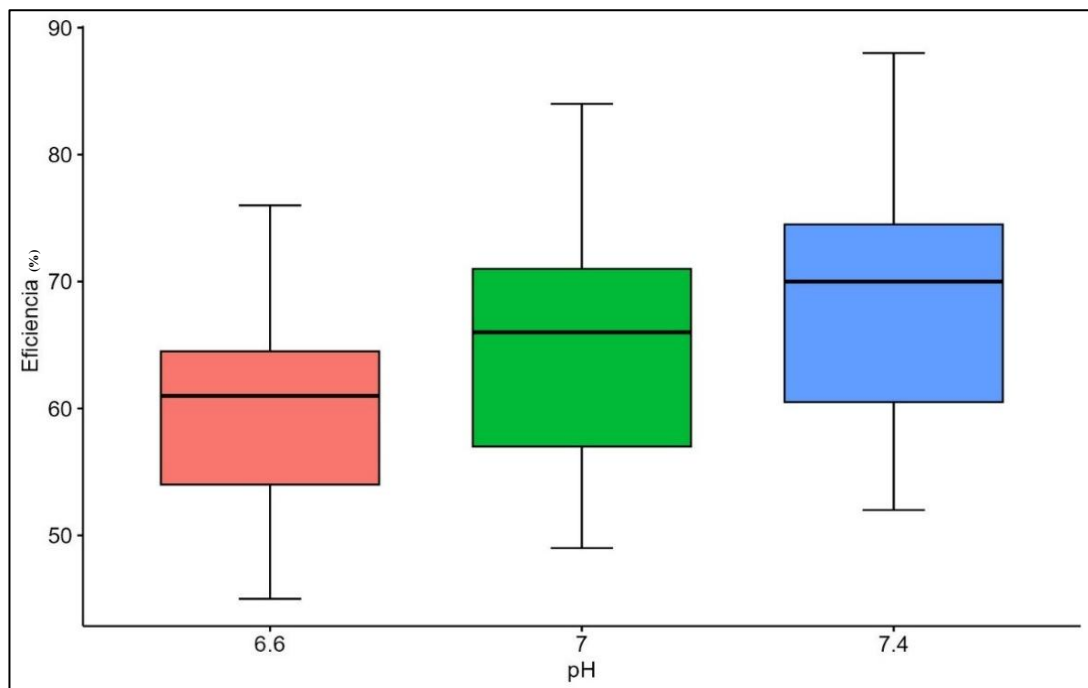
De los resultados de la tabla, podemos observar que las velocidades de agitación de 400 -120 rpm ( $M=69.55$ ) y 300 -80 rpm ( $M=66.03$ ) son similares; la velocidad de 500 – 160 rpm es la que muestra diferencia entre los dos anteriores con una media menor de ( $M=59.07407$ ), la optimización de la intensidad de agitación de la coagulación se realizó a 300 – 80 rpm, 400 – 120 rpm, 500 – 150 rpm durante 1 minuto (mezcla rápida) y durante 15 minutos (mezcla lenta), respectivamente. Se halló mejores resultados de remoción de microplásticos a 400rpm – 120 rpm , seguida de 300-80 rpm, y finalmente de 500-160rpm logrando eficiencias de 88%, 83% y 72%, respectivamente, estos resultados coinciden con los reportados por (Meera, Sasidharan Pillai, et al., 2023) en su investigación evaluó la intensidad de agitación de 300, 320, 340 y 360 rpm durante 1 min, determinando que, de 300 a 360 rpm, la eficiencia de eliminación de MPs aumentó del 11,1 al 12,8 %, respecto a la velocidad de mezcla lenta que fue de 80, 100, 120, 140, 160 y 180 rpm durante 14 minutos, la eficiencia se

incrementó de 80 rpm a 120 rpm, sin embargo, cuando paso de 120 rpm a 180 rpm la eficiencia disminuyó del 20,2 % al 14,8 %. (Zhou et al., 2021a) indica que la mezcla rápida ayuda a una mejor dispersión y colisión de microplásticos y coagulantes en la suspensión afectando positivamente la eficiencia de eliminación; no obstante, respecto a la mezcla lenta el incremento de la velocidad provoca la rotura de flóculos y la consiguiente reducción del tamaño de los mismos, haciendo que la remoción sea menos efectiva (C. Li et al., 2021). En tal sentido, en la presente investigación podemos afirmar que el resultado de eficiencia estuvo determinado por la mezcla lenta.

### 4.3.3. Comportamiento de pH

**Figura 21**

*Efecto del pH sobre la eficiencia de remoción de microplásticos*



*Nota.* Elaboración propia a partir de los resultados experimentales obtenidos en la investigación.

De los resultados obtenidos y presentados, podemos observar que existen similitudes entre el pH de 7.4 con el pH de 7, y que estos conforman un grupo; por otro lado, también encontramos similitudes entre el pH 7 y el pH de 6.6 que conforman el segundo grupo, siendo el pH de 6.6 con una media ( $M=60.22$ ) es la media menor,

como se puede visualizar en la figura 21 los resultados indican que a pH 7.4 (88%) la eficiencia de remoción de microplásticos fue superior, seguida de pH 7.0 (84%) y finalmente a pH 6.6 (76%) donde la tasa de eficiencia de remoción de microplásticos fue menor. De manera similar (Zhou et al., 2021a) evaluó la eficiencias de remoción de microplásticos de PS y PE con coagulante PAC a pH 5, 6, 7, 8 y 9, determinando que cuando el pH aumentó la eficiencias de remoción de microplásticos, a un pH 9 (64%) y a pH 5 (56%). (Sillanpää et al., 2018) manifiesta que la eficiencia de eliminación en condiciones básicas son ligeramente mayores que en condiciones ácidas, lo que puede deberse al fenómeno de que las condiciones básicas se promueve la hidrólisis de PAC para producir más flóculos; asimismo, los tamaños promedio de los flóculos en condiciones básicas de pH 8.0 y pH 9.0 son mayores y son más densos lo que es más propicio para el barrido y la sedimentación (I. Lee et al., 2024), a diferencia de las condiciones ácidas donde los flóculos formados a pH 6 y 7 son más finos y sueltos (Yunhai Zhang et al., 2022) (Pivokonský et al., 2022), no obstante, en la presente investigación los valores evaluados de pH son ligeramente ácido o ligeramente básicos es decir tienden a un pH neutro, viéndose reflejado en el análisis estadístico donde podemos observar que existen similitudes entre el pH de 7.4 con el pH de 7, y que estos conforman un grupo; por otro lado también encontramos similitudes entre el pH 7 y el pH de 6.6 que conforman el segundo grupo.

#### 4.4. Cuantificación de microplásticos presentes en el pre y post tratamiento mediante las tecnologías de coagulación y electrocoagulación de las aguas residuales.

**Tabla 22**

*Microplásticos presentes mediante las tecnologías de coagulación y electrocoagulación*

<b>Tratamiento</b>	<b>M</b>	<b>DE</b>	<b>MAX</b>	<b>MIN</b>
Coagulación	22.6	13.8	42	4
Electrocoagulación	21.4	16.6	43	1

*Nota.* La tabla muestra los resultados de la media de la cantidad microplásticos por tratamiento, para la Coagulación presenta una M=22.6, DE = 13.8, Máximo = 42 y Mínimo = 4; para la electrocoagulación presenta una M=21.4, DE = 16.6, Máximo = 43 y Mínimo = 1

**Tabla 23***Análisis de normalidad de los datos con Shapiro wilk electrocoagulación*

<b>Tratamiento</b>	<b>Tipo</b>	<b>T test</b>	<b>p-value</b>
Electrocoagulación	Antes	0.912	0.295
	Después	0.922	0.376
Coagulación	Antes	0.960	0.790
	Después	0.945	0.605

*Nota.* La tabla muestra que los datos siguen una distribución normal. Para la Electrocoagulación presenta un ( $W=0.912$ ,  $p\text{-value}=0.295$ ;  $W=0.922$ ,  $p\text{-value}=0.376$ ), mayor al 0.05; para la coagulación este muestra un ( $W=0.945$ ,  $p\text{-value}=0.790$ ;  $W=0.945$ ,  $p\text{-value}=0.605$ ), los datos siguen una distribución normal, lo que nos permite realizar las pruebas paramétricas necesarias para hallar los siguientes resultados.

**Tabla 24***Comparación de la cantidad de microplásticos por tratamiento (Pre test - Post Test)*

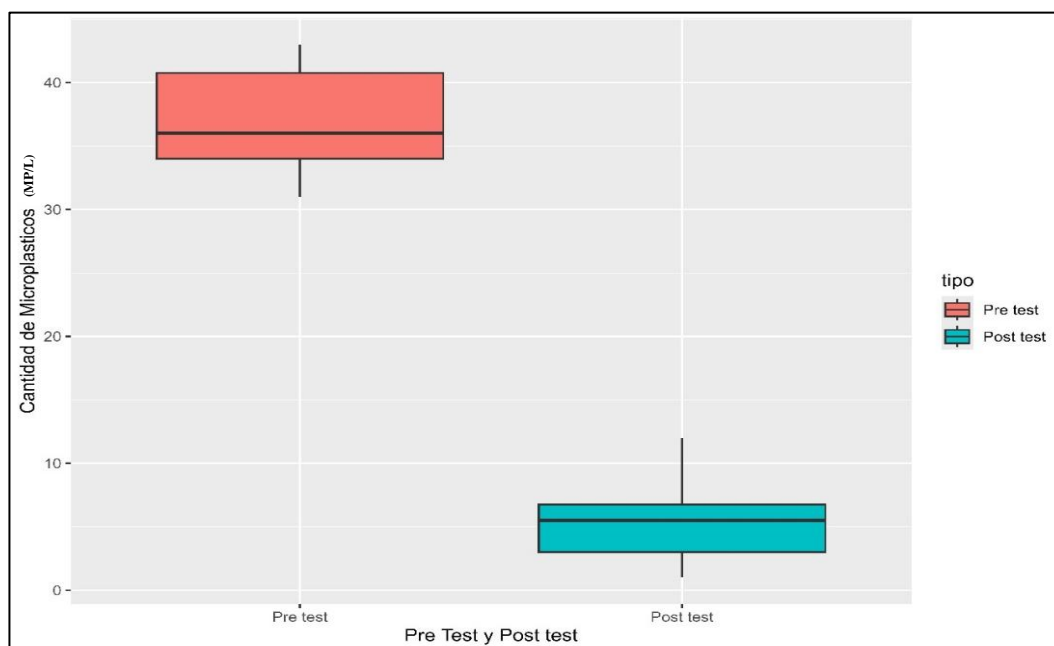
<b>Tecnología</b>	<b>Pre</b>	<b>Post</b>	<b>t</b>	<b>df</b>	<b>p-value</b>
	<b>M (DE)</b>	<b>M (DE)</b>			
Electrocoagulación	37.1 (4.33)	5.6 (3.66)	39.756	9	0.000
Coagulación	35.4 (4.27)	9.8 (4.34)	12.722	9	0.000

*Nota.* La tabla muestra que para la electrocoagulación se presenta una  $M=37.1$  ( $DE=4.33$ ) y un valor de  $t_{(9)}=39.756$ ,  $p\text{-value} < 0.001$ ; y para la coagulación se presenta una  $M=35.4$  ( $DE=4.27$ ) y un valor de  $t_{(9)}=12.722$ ,  $p\text{-value} < 0.001$

Tal como se muestra en la tabla 24, encontramos diferencias significativas en la cantidad de microplásticos para la electrocoagulación entre el pre test y el post test, donde las puntuaciones del Pre test ( $M=37.1$ ;  $DE=4.33$ ) fueron mayores al post test ( $M=5.6$ ;  $DE=3.66$ )  $t_{(9)}=39.756$ ,  $p\text{-value} < 0.001$ , siendo el valor de  $p$  menor al 0.05, indica que existen diferencias significativas entre el pre test y el post test. Así también, encontramos diferencias significativas en la cantidad de microplásticos para la coagulación entre el pre test y el post test, donde las puntuaciones del pre test ( $M=35.4$ ;  $DE=4.27$ ) fueron mayores al post test ( $M=9.8$ ;  $DE=4.34$ )  $t_{(9)}=12.722$ ,  $p\text{-value} < 0.001$ , siendo el valor de  $p$  menor al 0.05, lo que indica que existen diferencias significativas entre el pre test y el post test.

**Figura 22**

*Comparación de la cuantificación de microplásticos previo y posterior al tratamiento por electrocoagulación.*

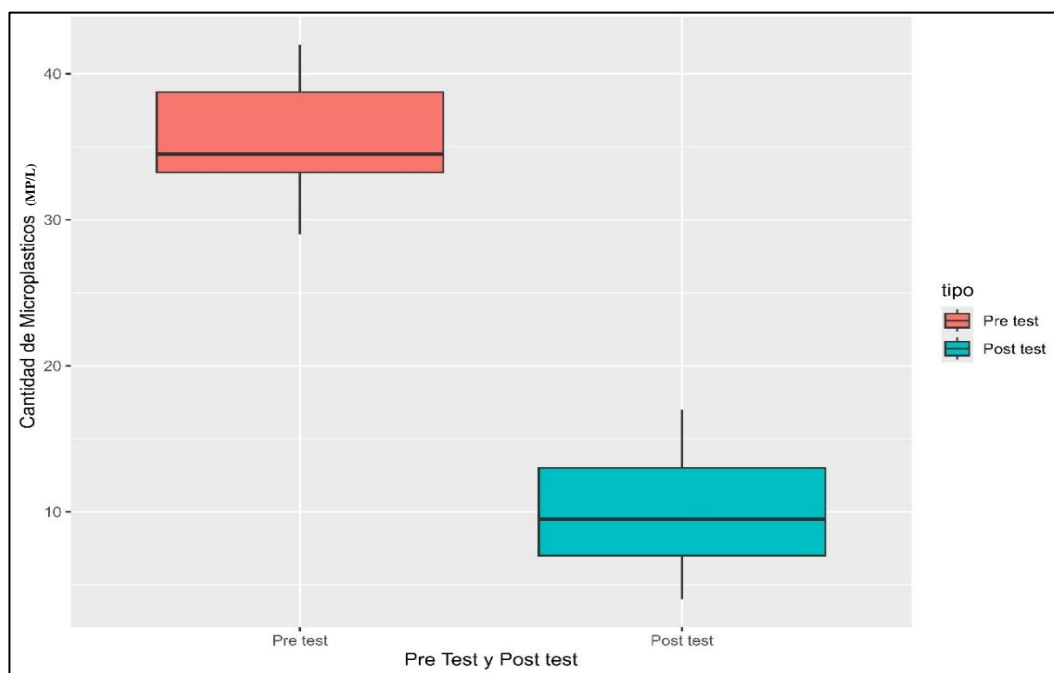


*Nota.* Elaboración propia a partir de los resultados experimentales de la investigación.

Según los resultados que se muestran en la figura 22 sobre el análisis cuantitativo que se realizó para la aplicación de la tecnología de electrocoagulación, se han identificado un total de 371 MPs, con una media de 37.1 MP/L y una desviación estándar de 4.33 en antes de su tratamiento; por otro lado, se halló 56 MPs en muestras después de su tratamiento mediante la electrocoagulación, con una media de 5.6 MP/L y desviación estándar de 3.66; hallando una eficiencia de remoción de MPs que se encuentran en un rango de 72.09% (eficiencia mínima) a 97.06% (eficiencia máxima). Con los resultados del análisis cuantitativo de MPs evidenciamos que existen diferencias significativas respecto a la presencia de MPs en muestras pre y post tratamiento de electrocoagulación que indica un descenso de partículas microplásticas, estos resultados son similares a los hallazgos previos realizados por los autores (Gabisa & Ratanatamskul, 2024; Sezer, Isgoren, et al., 2024; Shen et al., 2022; Subair, K L, Chellappan, Rahuman A, Hridya, Devi, Salkka S, Indu, Pugazhendhi, & Chinglenthioiba, 2024).

**Figura 23**

*Comparación de la cuantificación de microplásticos previo y posterior al tratamiento por coagulación.*



*Nota.* Elaboración propia a partir de los resultados experimentales de la investigación.

Como se muestra en la figura 23, el análisis cuantitativo que se realizó para la aplicación de la tecnología de coagulación se ha identificado un total de 354 MPs como resultado de las 10 muestras analizadas, con una media de 35.4 MP/L y una desviación estándar de 4.27; por otro lado, se halló 98 MPs en muestras después de su tratamiento mediante la coagulación, con una media de 9.8 MP/L y desviación estándar de 4.34; hallando una eficiencia de remoción de MPs que se encuentran en un rango de 54.55% (eficiencia mínima) a 88.57% (eficiencia máxima), con estos resultados son similares a los hallazgos previos realizados por los autores (Zhou et al., 2021a)(Rajala et al., 2020a) (Meera, Sasidharan, et al., 2023); con el análisis de los resultados evidenciamos que existen diferencias significativas respecto a la presencia de MPs pre y post tratamiento mediante la tecnología de la coagulación. Indudablemente el proceso de coagulación es un componente crítico para la remoción de microplásticos en las plantas de tratamiento de aguas residuales (Pivokonsky et al., 2018).

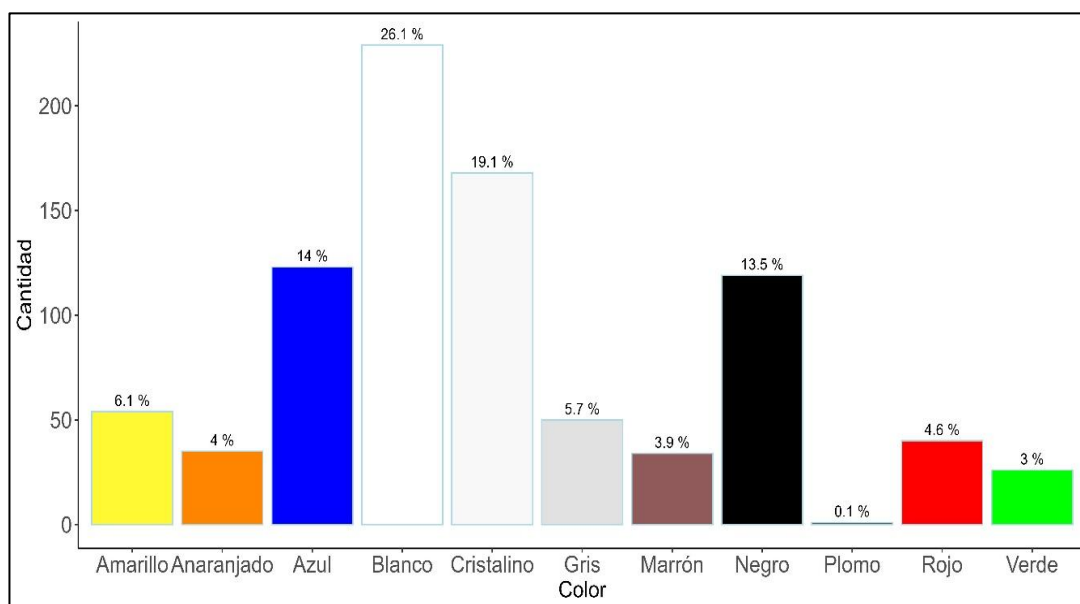
Estos resultados se asemejan con los hallazgos previos realizados por (Gao et al., 2022) que determinaron que una concentración media 1114 MP/L en el afluente y de 607 MP/L en el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales, con una eficiencia promedio de eliminación de MP del 46 %, en la investigación realizada por (Y. Wang et al., 2024) determinaron que la concentración de MP en el afluente fue de 33,75 MP/L, mientras que la concentración de microplásticos en el efluente fue de 0,75 MP/L, aproximadamente el 98 % de los MP se eliminaron después del tratamiento de aguas residuales de esta PTAR; (Cristaldi et al., 2020) en su estudio realizaron la cuantificación de microplásticos en aguas residuales hallando 79,9 MP/L en el afluente y 7 MP/L en el efluente de una PTAR, alcanzando una tasa de remoción total de 64,4% del afluente al efluente; asimismo (Fuentes, 2022) halló que la concentración media de MPs en el afluente fue de 67.5 MPs/L y de 17.4 MPs/L para el efluente de la planta de tratamiento de aguas residuales. En definitiva, encontraremos diversos hallazgos donde podemos comprobar que la presencia de microplásticos por litro en afluentes de las planta de tratamiento de aguas residuales son ampliamente diversos; esto podría deberse a factores externos como los hábitos de consumo de los usuarios, ya que la entrada consiste en aguas residuales urbanas, escorrentías de aguas pluviales debido al sistema de alcantarillado, así como a la deposición atmosférica de MPs (Suchkova et al., 2010).

#### 4.5. Realizar la caracterización física y química de los microplásticos de las aguas residuales.

##### 4.5.1. Caracterización del color de los microplásticos

**Figura 24**

*Caracterización de los microplásticos según su color*



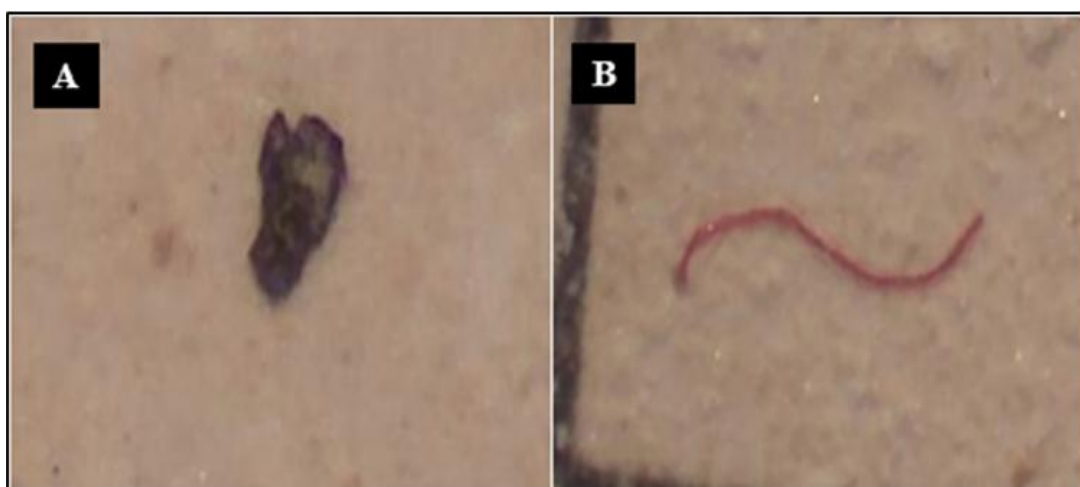
*Nota.* Elaboración propia a partir de los resultados de la caracterización experimental de microplásticos.

Para la observación de las formas y colores de los microplásticos en aguas residuales se empleó el estereomicroscopio ya que es el más utilizado y es un método rápido para identificar la forma, el color y el tamaño de los microplásticos (Tammina et al., 2023). Los resultados que se tuvieron en la investigación se muestra en la figura 24, los colores predominantes son el color blanco, cristalino, azul, negro, amarillo, gris, rojo, anaranjado, marrón, verde y plomo con porcentajes 26.1 %, 19.1 %, 14 %, 13.5 %, 6.1 %, 5.7 %, 4.6 %, 4 %, 3.9 %, 3 % y 0.1 % respectivamente, (J. Jiang et al., 2020) en su estudio menciona que hallaron ocho colores de microplásticos, siendo los más frecuentes transparentes y grises, representando del 41.3 al 54.5% y de 27.0 al 37.6%, respectivamente, se detectaron otros colores de microplásticos como blanco, negro, azul, rojo, verde y amarillo en menor proporción, similar al estudio que realizó (X. Zhang et al., 2020) donde halló microplásticos con mayor presencia de colores

transparente, como también encontró con tonalidades de azul, rojo, verde, amarillo y marrón; por otro lado se tiene a (X. Li et al., 2018) donde reporta en sus resultados de su investigación que los colores transparente, gris y blanco tal como reportó (Losno Prado & Iannacone Oliver, 2020) fueron los microplásticos dominantes en todas las muestras, como también se encontraron microplásticos azules, negros, rojos, verdes y amarillos, y las proporciones fueron 11,6%, 4,1%, 5,4%, 1,7% y 3,3%, respectivamente. Con los reportes que realizaron los dos autores anteriores también coincide con (Su et al., 2020) donde también manifiesta que los microplásticos blancos y transparentes fueron más comunes que otros colores de microplásticos, en otra investigación que realizó (Chaudhary & Suthar, 2023) sostiene que los colores como el negro, que fue el color más abundante en microplásticos 29,34%, seguido del blanco, rojo, marrón, azul, amarillo, morado, naranja y verde con porcentajes de 17,76%, 14,95%, 11,74%, 6,96%, 6,73%, 5,40%, 3,91% y 3,21% correspondientemente, finalmente (X. Zhang et al., 2020) manifiesta en su estudio que realizó las tonalidades de los microplásticos en el afluente de la planta de tratamiento de aguas residuales fue de  $26,43 \pm 3,14$  %,  $16,04 \pm 2,22$  %,  $8,72 \pm 0,89$  %,  $9,29 \pm 1,67$  %,  $10,43 \pm 1,55$  %,  $13,76 \pm 1,33$  %,  $10,86 \pm 0,94$  %, y  $4,46 \pm 0,91$  % para transparente, azul, rojo, marrón, verde, morado, negro y otros respectivamente.

### **Figura 25**

*Microplásticos caracterizados por color en las muestras analizadas*

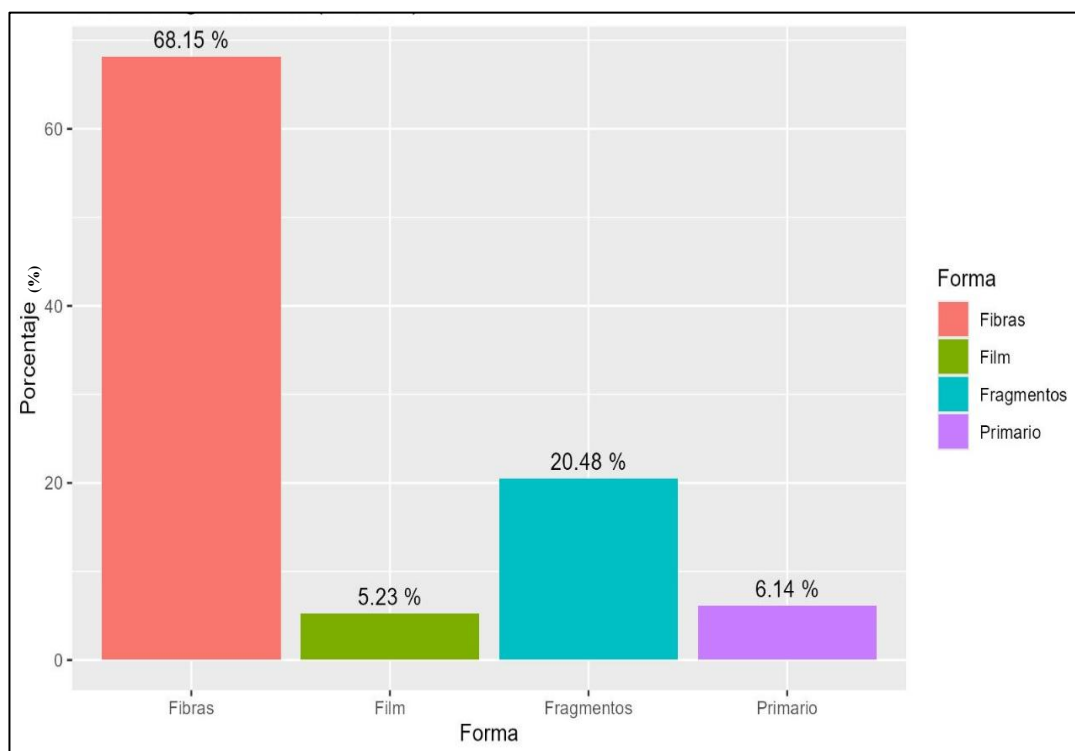


*Nota.* Elaboración propia a partir de los resultados de la caracterización de microplásticos. A. Fragmento de color negro. B. Fibra de color rojo.

### 4.5.3. Caracterización de la forma de los microplásticos

**Figura 26**

*Caracterización de los microplásticos según su color.*



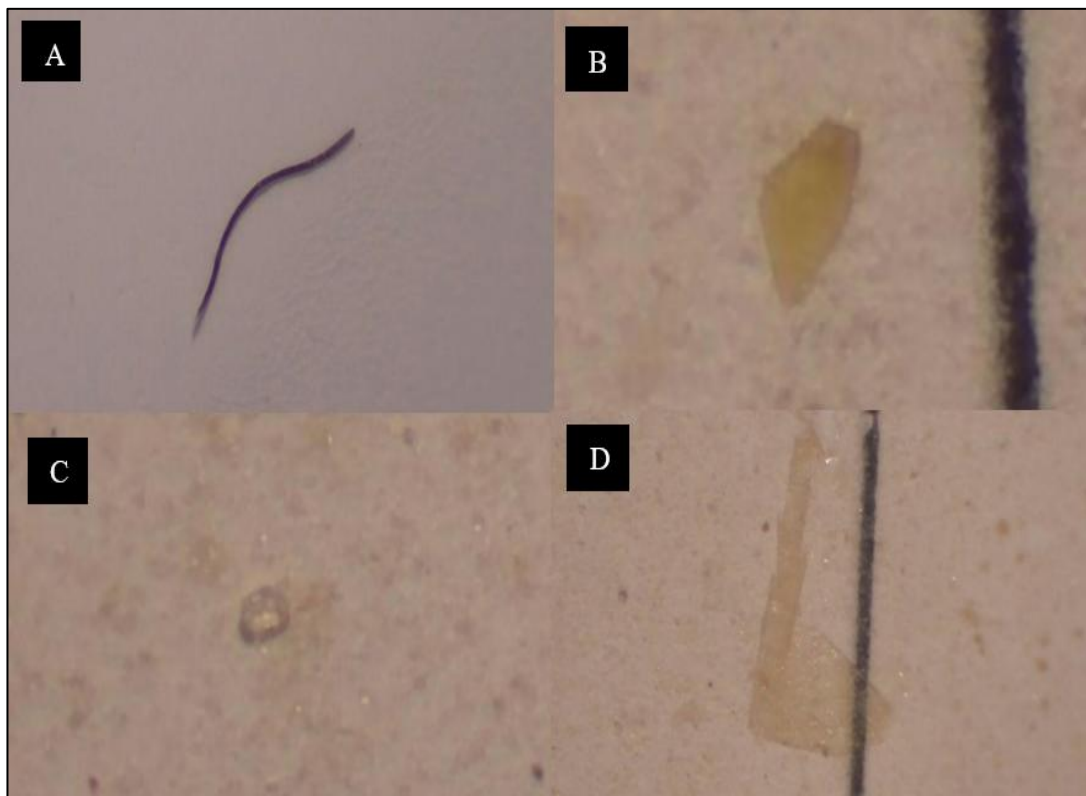
*Nota.* Elaboración propia a partir de los resultados de la caracterización experimental de microplásticos.

En la caracterización física de la forma de los microplásticos que se muestra en la figura 26, los resultados obtenidos manifiestan mayor presencia de fibra, fragmento y finalmente las esferas (primario) con valores 68.15%, 20.48%, 6.14% y 5.23 % respectivamente. En investigaciones previas (J. Jiang et al., 2020) expresa que en los resultados experimentales mostraron que las formas principales de microplásticos en muestras de aguas residuales fueron fibra y fragmento, que representan del 37.7 al 60.8% y del 30.4 al 48.3% del total de microplásticos, respectivamente coincidiendo con los estudios que realizó (León & Alberto, 2023), también se detectaron microplásticos de película y film, similar a ello los investigadores (Okoffo et al., 2019; Zhou et al., 2020; Ziajahromi et al., 2017) reportaron en su estudio que la fibra fue predominante en muestras de aguas residuales representando el 58,6%, estas fibras son provenientes del desprendimiento de las prendas de material sintético, logrando perder

hasta >1900 fibras por lavado, lo que representa una gran cantidad de fibra detectada, como señalan (Cheung & Fok, 2016) las aguas residuales pueden ser una fuente significativa de fibras, debido a que estas provienen del lavado de telas sintéticas y del desprendimiento de materiales textiles durante el envejecimiento de prendas, lino, alfombras, entre otros. De este modo, se puede observar que los autores citados en sus estudios confirman una alta presencia de fibras en aguas residuales domésticas, lo cual coincide con los resultados obtenidos en la presente investigación. En seguida se tuvo una presencia significativa de fragmentos, estos microplásticos pueden provenir de envases plásticos más grandes y restos de bolsa (W. Wang et al., 2017), seguida de las esferas, estos microplásticos provienen principalmente de limpiadores faciales y/o exfoliantes faciales que a menudo contienen partículas plásticas y se consideran una de las fuentes principales de microplásticos esféricos (Napper et al., 2015).

**Figura 27**

*Microplásticos caracterizados por su forma en las muestras analizadas.*

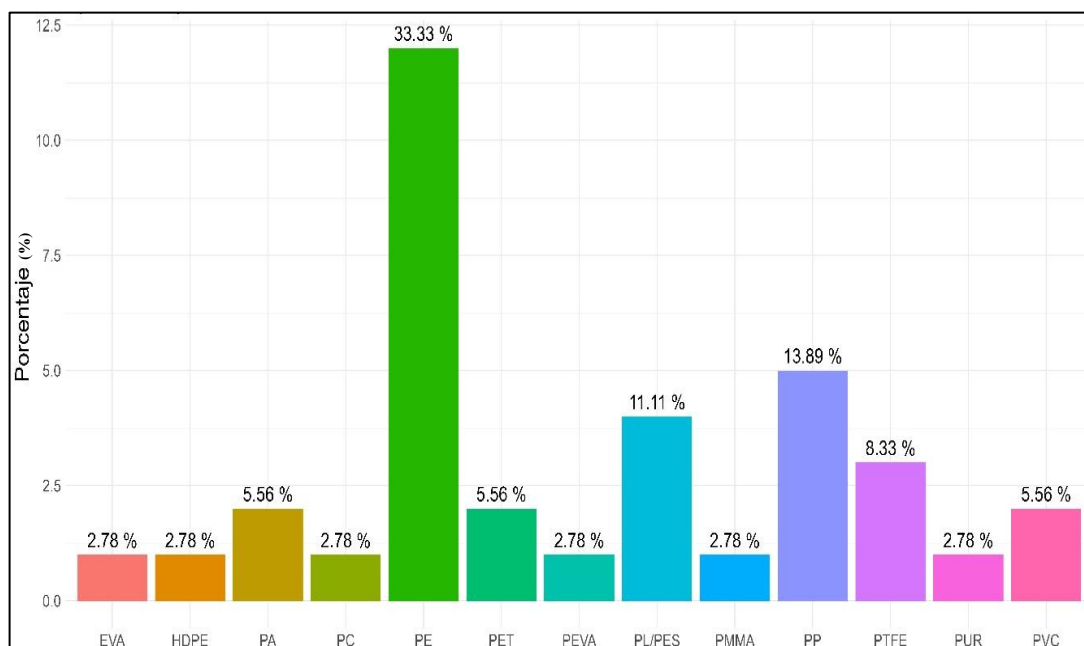


*Nota.* Elaboración propia a partir de los resultados de la caracterización de microplásticos. A. Fibra. B. Fragmento. C. Esfera. D. Film.

#### 4.5.4. Caracterización química de los microplásticos

**Figura 28**

Caracterización química de los microplásticos hallados en las muestras



*Nota.* Elaboración propia a partir de los resultados obtenidos en la caracterización química de microplásticos.

Las muestras fueron analizadas mediante la espectroscopia Raman, los resultados que se muestran en la figura 28 manifiestan una mayor presencia de polietileno, polipropileno, poliéster, Politetrafluoroetileno, Polietileno tereftalato, Policloruro de vinilo, Poliamida y otros con valores de 33.33%, 13.89%, 11.11%, 8.33%, 5.56%, 5.56%, 5.56% y 16.68% respectivamente. Las investigaciones que realizaron en aguas residuales revelan que el poliéster es el tipo más común en un 29,5% y seguido de PA, PET , polietileno PE, polipropileno PP y poliestireno PS con vales 14,3%, 11,6%, 8,9% y 9,8% respectivamente (J. Jiang et al., 2020), también (Lares et al., 2018b) reportan que los PETs, PA y poliéster son los principales microplásticos detectados en todas las muestras, similar al estudio de (Carr et al., 2016) que adicionalmente halló PP, que son utilizadas comúnmente en artículos de tocador personales, incluyendo pasta de dientes, limpiadores faciales y ropa. Otra gran variedad de microplásticos encontrados en aguas residuales que reportan (Chaudhary & Suthar, 2023) es el polipropileno (PP) 19,35 %, polietileno (PE) y nailon 17,74 %, policarbonato (PC)

12,90 %, cloruro de polivinilo (PVC) 11,29 %, tereftalato de polietileno (PET) 8,06 %, poliestireno (PS) 6,45 %, politetrafluoroetileno (PTFE), polimetilmetacrilato (PMMA) (ambos 3,23 %) como también similares a los que reporto (Silvera Espejo, 2023); finalmente un estudio que realizo (Fauzi et al., 2024) menciona que los polímeros presentes en el afluente de la planta de tratamiento son poliéster (PES), polipropileno (PP), polietileno (PE), tereftalato de polietileno (PET) y poliamida (PA), con porcentajes de  $36,36 \pm 6,30$  %,  $14,69 \pm 2,45$  %,  $23,14 \pm 1,77$  %,  $18,01 \pm 0,31$  % y  $7,79 \pm 1,87$  %, correspondientemente, sin embargo, la forma y las composiciones químicas de los microplásticos depende de la fuente de origen de estas mismas y de la mezcla de diferentes tipos de aguas residuales, los factores más influyentes según (Man et al., 2025) en la reducción son el tamaño de partículas, la carga superficial y la forma superficial, en la investigación conjuntamente con los autores que repostaron las características químicas de los microplásticos se puede apreciar que la gran mayoría hay similitud y la frecuencia absoluta del tipo de microplástico.

## CAPÍTULO V

### CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

#### 5.1. Conclusiones

- En el proceso de electrocoagulación trabajando a un pH neutro, solución electrolítica de  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ , con electrodos ánodo y cátodo de aluminio, con una celda electrolítica de forma cilíndrica; se determinó experimentalmente que la mejor combinación de los tres factores para la remoción de microplásticos de los afluentes de la planta de tratamiento de aguas residuales de Coata fue a una densidad de corriente de  $32\text{mA}/\text{cm}^2$ , tiempo electrolítico de 20 minutos y a una distancia entre electrodos de 1 cm, con la optimización de estos tres factores se logró una eficiencia máxima del 98% en la remoción de microplásticos.
- En el proceso de coagulación trabajando con Cloruro de polialuminio como coagulante, con un tiempo de agitación para la mezcla rápida y mezcla lenta de 1 minuto y 15 minutos respectivamente, se determinó experimentalmente que la mejor combinación de los tres factores para la remoción de microplásticos de los afluentes de la planta de tratamiento de aguas residuales de Coata, fue con una dosis de coagulante de 150 mg/L, velocidad de agitación 400 – 120 rpm y pH 7.4, con la optimización de estos factores se logró una eficiencia máxima del 88% en la remoción de microplásticos.
- Según la cuantificación de microplásticos para la electrocoagulación se halló un total de 371 microplásticos, una media de 37.1 MP/L antes de ser tratadas y se halló 56 microplásticos en muestras después de su tratamiento, con una media de 5.6 MP/L; respecto a la coagulación se halló un total de 354 microplásticos, con una media de 35.4 MP/L antes de ser tratadas y se halló 98 microplásticos en muestras después de su tratamiento, con una media de 9.8 MP/L.
- Las características físicas que se observaron en los microplásticos fueron variadas y diversas, donde los colores predominantes fueron el color blanco (26.1 %), cristalino (19.1 %), azul (14 %), negro (13.5 %), amarillo (6.1 %), gris (5.7 %), rojo (4.6 %), anaranjado (4 %), marrón (3.9 %), verde (3%) y plomo (0.1); en lo que respecta a la morfología, las fibras representaron la forma con mayor frecuencia (68.15%), seguida de los fragmento (20.48%), las esferas con valore (6.14%) y finalmente se tiene al

film (5.23 %). En relación a la caracterización química, se tuvo mayor presencia de polietileno (33.33%), polipropileno (13.89%), poliéster (11.11%), politetrafluoroetileno (8.33%), polietileno (5.56%) tereftalato (5.56%), policloruro de vinilo (5.56%) y Poliamida (16.68%).

## 5.2. Recomendaciones

- En los futuros ensayos del proceso de electrocoagulación, se sugiere implementar en la celda electrolítica un sistema de salida para el líquido tratado. Esto se debe a que, a tiempos electrolíticos cortos, el agua tratada presenta una mayor tendencia a la formación de flóculos, mientras que, a tiempos electrolíticos más prolongados, el agua tratada tiende a sedimentar. Dichas variaciones en el comportamiento responden también a factores de control respecto al proceso, como la intensidad de corriente y espacio entre electrodos.
- Se sugiere evaluar mayores densidades de corriente combinadas con menores tiempos electrolíticos, con el fin de optimizar la eficiencia del proceso sin incrementar innecesariamente el consumo energético. La densidad de corriente es un parámetro determinante en la velocidad de generación de coagulantes in situ y, por tanto, en la cinética de remoción de contaminantes.
- Asimismo, se recomienda realizar pruebas a distintas velocidades de agitación, a fin de favorecer la dispersión homogénea de los iones metálicos, aumentando su interacción con los microplásticos y mejorando la eficiencia global del proceso.
- En el proceso de coagulación química, se aconseja emplear flocculantes auxiliares que potencien la formación y sedimentación de flóculos, lo que permitiría mejorar la eficiencia de remoción de microplásticos, especialmente en escenarios con alta carga orgánica o partículas finas.
- También se recomienda evaluar de forma diferenciada las fases de agitación rápida y lenta, para identificar condiciones óptimas de mezcla que favorezcan tanto la desestabilización de las partículas como su agregación.
- Además, se sugiere ampliar el rango de pH con tendencia a básico, pues se ha observado que hay un mejor desempeño, con el fin de comprender mejor su influencia en la eficiencia del tratamiento y en la estabilidad de los coagulantes utilizados.
- Se recomienda incluir en futuros estudios la cuantificación de microplásticos en el efluente final de la planta de tratamiento de aguas residuales del distrito de Coata. En

esta investigación solo se evaluaron las tecnologías de coagulación y electrocoagulación sobre muestras del afluente de la PTAR; sin embargo, analizar el efluente permitiría conocer la eficiencia real de la planta en la remoción de microplásticos, esto es fundamental para identificar las limitaciones del tratamiento convencional y justificar la necesidad de implementar tecnologías complementarias más eficientes.

- En investigaciones futuras se recomienda realizar la toma de muestra en temporada de estiaje. En el presente estudio no se consideró la toma de muestras de aguas residuales durante la temporada de estiaje. Esta decisión respondió, por un lado, a la limitación de tiempo, ya que el proceso de recolección en dicha época se hubiera prolongado considerablemente, y por otro, a restricciones de carácter económico que dificultaron ampliar el periodo de muestreo. En contraste, se optó por realizar la toma de muestras en la temporada de avenida, debido a que en esta etapa se produce un mayor arrastre de residuos plásticos hacia las redes de alcantarillado, los cuales finalmente llegan a la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Coata. Esta elección metodológica permitió obtener información más representativa sobre la carga de plásticos en el sistema, ya que la temporada de lluvias intensifica la incorporación de contaminantes sólidos.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abujazar, M. S. S., Karaağaç, S. U., Abu Amr, S. S., Alazaiza, M. Y. D., & Bashir, M. J. (2022). Recent advancement in the application of hybrid coagulants in coagulation-flocculation of wastewater: A review. *Journal of Cleaner Production*, 345(November 2021), 131133. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131133>
- Acosta, Y. L. (2006). Estado del arte del tratamiento de aguas por coagulación-floculación. *Sobre Los Derivados de La Caña de Azúcar (ICIDCA)*, 40(2), 10–17.
- Ahmadzadeh, S., Asadipour, A., Pournamdari, M., Behnam, B., Reza, H., & Dolatabadi, M. (2017). Removal of ciprofloxacin from hospital wastewater using electrocoagulation technique by aluminum electrode: Optimization and modelling through response surface methodology. 9, 538–547.
- Akarsu, C. (2021). Removal of microplastics from wastewater through electrocoagulation-electro flocculation and membrane filtration processes. 84(7), 1648–1662. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.356>
- Al-Qodah, Z., Tawalbeh, M., Al-Shannag, M., Al-Anber, Z., & Bani-Melhem, K. (2020). Combined electrocoagulation processes as a novel approach for enhanced pollutants removal: A state-of-the-art review. *Science of the Total Environment*, 744. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140806>
- Ali, I., Tan, X., Xie, Y., Peng, C., Li, J., Naz, I., Duan, Z., Wan, P., Huang, J., Liang, J., Rui, Z., & Ruan, Y. (2023). Recent innovations in microplastics and nanoplastics removal by coagulation technique: Implementations, knowledge gaps and prospects. *Water Research*, 245(February), 120617. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120617>
- Altman, D. G. (1990). *Practical statistics for medical research*. Chapman y Hall/CRC. <https://doi.org/https://doi.org/10.1201/9780429258589>
- Amarine, M., Lekhlif, B., Sinan, M., El, A., & Echaabi, J. (2020). Groundwater for Sustainable Development Treatment of nitrate-rich groundwater using electrocoagulation with aluminum anodes. 11(March).
- Amato-lourenço, L. F., Carvalho-oliveira, R., Ribeiro, G., & Galv, S. (2021). Presence of airborne microplastics in human lung tissue. 416(May).
- Amobonye, A., Bhagwat, P., Singh, S., & Pillai, S. (2021). Plastic biodegradation: Frontline microbes and their enzymes. *Science of the Total Environment*, 759. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143536>
- Andrade, C. (2024). Understanding Factorial Designs, Main Effects, and Interaction Effects: Simply Explained with a Worked Example. *Indian Journal of Psychological Medicine*, 46(2), 175–177. <https://doi.org/10.1177/02537176241237066>
- Apaza, H., Condori, L. H., Escarcena, C. R., & Valeriano, J. G. (2019). Calidad del agua del río Torococha-Juliaca en el área urbana y área rural. *Revista Científica de Investigaciones Ambientales*, 2, 30–39.
- Aragaw, T. A. (2020). Surgical face masks as a potential source for microplastic pollution in the COVID-19 scenario. *Marine Pollution Bulletin*, 159(July), 111517. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111517>
- Araujo, C. F., Nolasco, M. M., Ribeiro, A. M. P., & Ribeiro-Claro, P. J. A. (2018). Identification of microplastics using Raman spectroscopy: Latest developments and future prospects. *Water Research*, 142, 426–440. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.060>

- Avazpour, S., & Noshadi, M. (2024). Mejora del proceso de coagulación para la eliminación de microplásticos del agua mediante poliacrilamida aniónica y Moringa oleifera de base natural. *Chemosphere*, 358(April), 142215. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142215>
- Azizi, N., Pirsahab, M., Jaafarzadeh, N., & Nabizadeh Nodehi, R. (2023). Microplastics removal from aquatic environment by coagulation: Selecting the best coagulant based on variables determined from a systematic review. *Heliyon*, 9(5), e15664. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e15664>
- Balarak, D., Ganji, F., Choi, S. S., Lee, S. M., & Shim, M. J. (2019). Effects of operational parameters on the removal of acid blue 25 dye from aqueous solutions by electrocoagulation. *Applied Chemistry for Engineering*, 30(6), 742–748. <https://doi.org/10.14478/ace.2019.1092>
- Bhangare, R. C., Tiwari, M., Ajmal, P. Y., Rathod, T. D., & Sahu, S. K. (2022). Exudation of microplastics from commonly used face masks in COVID-19 pandemic. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(12), 35258–35268. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24702-1>
- Bitter, H., Krause, L., Kirchen, F., Fundneider, T., & Lackner, S. (2022). Semi-crystalline microplastics in wastewater plant effluents and removal efficiencies of post-treatment filtration systems. *Water Research X*, 17(September), 100156. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2022.100156>
- Boinpally, S., Kolla, A., Kainthola, J., Kodali, R., & Vemuri, J. (2023). A state-of-the-art review of the electrocoagulation technology for wastewater treatment. *Water Cycle*, 4(January), 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2023.01.001>
- Bollaín, C., & Agulló, D. (2019). Presencia de microplásticos en aguas y su potencial impacto en la salud pública. *Rev Esp Salud Pública*, 93, 28–29. [www.msc.es/resp](http://www.msc.es/resp)
- Bouwmeester, H., Hollman, P. C. H., Peters, R. J. B., & Bouwmeester, H. (2015). *Potential health impact of environmentally released micro- and nanoplastics in the human food production chain : experiences from nanotoxicology*. 1–42.
- Bracher, G. H., Carissimi, E., Wolff, D. B., Graepin, C., & Hubner, A. P. (2021). Optimization of an electrocoagulation-flotation system for domestic wastewater treatment and reuse. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 42(17), 2669–2679. <https://doi.org/10.1080/09593330.2019.1709905>
- C. Bretas Alvim, Mendoza-Roca, J. A., & A. Bes-Pía. (2020). *Wastewater treatment plant as microplastics release source – Quantification and identification techniques*. 255(December 2019).
- Carnevale Miino, M., Galafassi, S., Zullo, R., Torretta, V., & Rada, E. C. (2024). Microplastics removal in wastewater treatment plants: A review of the different approaches to limit their release in the environment. *Science of the Total Environment*, 930(February), 172675. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172675>
- Carr, S. A., Liu, J., & Tesoro, A. G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, 91, 174–182. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.01.002>
- Carrizales, R., & Enríquez, N. (2019). “*Determinación de la dosis y concentración óptima del coagulante de moringa oleifera en la clarificación del agua de la quebrada taczanapampa de la ciudad de Huancavelica.*”
- Castañeta, G., Gutiérrez, A. F., Nacaratte, F., & Manzano, C. A. (2020a). Microplásticos: un contaminante que crece en todas las esferas ambientales, sus características y

- posibles riesgos para la salud pública por exposición. *Universidad Mayor de San Andrés*, 1–14.
- Changmai, M., Pasawan, M., & Purkait, M. K. (2019). *Separation and Purification Technology Treatment of oily wastewater from drilling site using electrocoagulation followed by microfiltration*. 210(August 2018), 463–472.
- Chaudhary, M., & Suthar, S. (2023). *Microplastic abundance and characterization in municipal sewage sludge from cities across upper Ganga River, India: Apprising microplastic uptakes and their toxicity in the plant during sludge application in agriculture*. 132(July).
- Chen, R., Wu, L., Zhong, H., Liu, C., Qiao, W., & Wei, H. (2021). *Evaluation of electrocoagulation process for high-strength swine wastewater pretreatment*. 272(May).
- Chen, Z., Chen, C., Luo, X., Liu, J., & Huang, Z. (2021). *Floculación de nanoplasticos de poliestireno en agua utilizando hidróxidos dobles en capas de Mg/Al mediante heteroagregación*. 213(July).
- Cheung, P. K., & Fok, L. (2016). *Evidence of microbeads from personal care product contaminating the sea*. 109, 582–585.
- Chouchene, K., da Costa, J. P., Chamkha, M., Ksibi, M., & Sayadi, S. (2023). Effects of microplastics' physical and chemical properties on aquatic organisms: State-of-the-art and future research trends. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 166, 117192. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117192>
- Choy, C. A., Robison, B. H., Gagne, T. O., Erwin, B., Firl, E., Halden, R. U., Hamilton, J. A., Katija, K., Lisin, S. E., Rolsky, C., & Houtan, K. S. Van. (2019). *The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column*. December 2018, 1–9.
- Crawford, C., & Quinn, B. (2017). Microplastic Pollutants. In *Ciencia Elsevier*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/C2015-0-04315-5>
- Cristaldi, A., Fiore, M., Zuccarello, P., Conti, G. O., Grasso, A., Nicolosi, I., Copat, C., & Ferrante, M. (2020). Efficiency of wastewater treatment plants (Wwtps) for microplastic removal: A systematic review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(21), 1–23. <https://doi.org/10.3390/ijerph17218014>
- Cunha, C., Silva, L., Paulo, J., Faria, M., & Nogueira, N. (2020). Microalgal-based biopolymer for nano- and microplastic removal: a possible biosolution for wastewater treatment. *Environmental Pollution Journal*, 263. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114385>
- da Costa, J., Duarte, A. C., & Rocha, T. A. P. (2017). Microplastics – Occurrence, Fate and Behaviour in the Environment. In T. A. P. Rocha, S. Duarte, & A. C. Duarte (Eds.), *Microplastics* (pp. 1–24). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/bs.coac.2016.10.004>
- Dąbrowska, A., Stachowicz, M., & Szymiczek, M. (2024). Glitters in fishing ground baits – A direct source of primary microplastics in soil and freshwater ecosystems. *Chemosphere*, 369(November). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143842>
- Daviran, J., & Huamani, del C. (2020). Optimización hidráulica de la planta de tratamiento de aguas residuales aprovechando la pendiente pronunciada del terreno en Vitor – Arequipa – Arequipa. *Universidad Peruana de Ciencias Aplicadas (UPC)*.
- Devlin, T. R., Kowalski, M. S., Pagaduan, E., Zhang, X., Wei, V., & Oleszkiewicz, J. A. (2019). *Electrocoagulation of wastewater using aluminum, iron, and magnesium*

- electrodes*. 368(October 2018), 862–868.
- Díaz Amelia, P. (2016). Oferta hídrica superficial del río Coata - Puno bajo escenarios de cambio climático. *Senamhi*, 17–31.
- Dietrichson, A. (2019). *Métodos cuantitativos*. [https://dietrichson.github.io/metodos\\_cuantitativos\\_2](https://dietrichson.github.io/metodos_cuantitativos_2)
- Dissanayake, P. D., Kim, S., Sarkar, B., Oleszczuk, P., Sang, M. K., Haque, M. N., Ahn, J. H., Bank, M. S., & Ok, Y. S. (2022). Effects of microplastics on the terrestrial environment: A critical review. *Environmental Research*, 209(January), 112734. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112734>
- Egea-Corbacho, A., Martín-García, A. P., Franco, A. A., Quiroga, J. M., Andreasen, R. R., Jørgensen, M. K., & Christensen, M. L. (2023). Occurrence, identification and removal of microplastics in a wastewater treatment plant compared to an advanced MBR technology: Full-scale pilot plant. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(3), 109644. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.109644>
- Elkhatib, D., Oyanedel-Craver, V., & Carissimi, E. (2021). Electrocoagulation applied for the removal of microplastics from wastewater treatment facilities. *Separation and Purification Technology*, 276(April), 118877. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2021.118877>
- Enfrin, M., Dumée, L. F., & Lee, J. (2019). Nano/microplastics in water and wastewater treatment processes – Origin, impact and potential solutions. *Water Research*, 161, 621–638. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.06.049>
- Esfandiari, A., & Mowla, D. (2021). Investigación sobre la eliminación de microplásticos de aguas grises mediante coagulación y flotación por aire disuelto. *Process Safety and Environmental Protection*, 151, 341–354. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.05.027>
- Espinoza, A. (2019). La industria del plástico y su escenario al 2030 en el Perú. *ResearchGate*, 15.
- European Union. (2024). DIRECTIVE (EU) 2024/3019 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL. *Official Journal of the European Union*, L3019, 1. <http://data.europa.eu/eli/C/2023/250/oj>.
- Fahrenfeld, N. L., Arbuckle-Keil, G., Naderi Beni, N., & Bartelt-Hunt, S. L. (2019). Source tracking microplastics in the freshwater environment. *Trends in Analytical Chemistry*, 112, 248–254. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.030>
- Fan, L., Mohseni, A., Schmidt, J., Evans, B., Murdoch, B., & Gao, L. (2023). Efficiency of lagoon-based municipal wastewater treatment in removing microplastics. *Science of The Total Environment*, 876, 162714. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162714>
- FAO, O. de las N. U. para la A. y la A. (2019). Los microplásticos en los sectores de pesca y acuicultura. *Food and Agriculture Organization*, 12. <https://www.fao.org/3/ca3540es/ca3540es.pdf>
- Fauzi, M., Soewondo, P., Handajani, M., Tedjakusuma, T., & Nur, A. (2024). Case Studies in Chemical and Environmental Engineering Characteristics and removal of microplastics in urban domestic WWTP system: A case study in Bandung city , Indonesia. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 10(August), 100999. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.100999>
- Fayyaz Shahandashty, B., Fallah, N., Shamsi, M., Nasernejad, B., & Afkhamipour, M. (2024). Evaluación de un método de coagulación química mejorado para un estudio de caso sobre partículas líquidas coloidales en el tratamiento de aguas residuales: análisis

- de optimización estadística e implementación de aprendizaje automático. *Journal of Environmental Management*, 370(January). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122345>
- Fernández, S. (2020). *Diseño de experimentos: Diseño factorial* [Universidad Politécnica de Catalunya]. [https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/339723/TFM\\_Fernandez\\_Bao\\_Sheila.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/339723/TFM_Fernandez_Bao_Sheila.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Flores, N., Brillas, E., Centellas, F., Rodríguez, R. M., Cabot, P. L., Garrido, J. A., & Sirés, I. (2018). *Treatment of olive oil mill wastewater by single electrocoagulation with different electrodes and sequential electrocoagulation / electrochemical Fenton-based processes*. 347, 58–66.
- Fortin, S., Song, B., & Burbage, C. (2019). Quantifying and identifying microplastics in the effluent of advanced wastewater treatment systems using Raman microspectroscopy. *Marine Pollution Bulletin*, 149(September), 110579. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110579>
- Fox, S., Stefánsson, H., Peternell, M., Zlotkiy, E., Ásbjörnsson, E. J., Sturkell, E., Wanner, P., & Konrad, M. (2024). Physical characteristics of microplastic particles and potential for global atmospheric transport: A meta-analysis. *Environmental Pollution*, 342(November 2023), 122938. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122938>
- Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J., & Boldgiv, B. (2014). High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin*, 85(1), 156–163. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>
- Fuentes, D. (2022). *Determinación de la presencia de microplásticos (MPs) en el agua residual de la planta de tratamiento de aguas residuales Media Luna, provincia de Ilo - 2020*. UNIVERSIDAD NACIONAL DE MOQUEGUA.
- Gabisa, E. W., & Ratanatamskul, C. (2024). Efectos de las condiciones de operación en la eliminación de microplásticos (PET, PP, PS) de aguas residuales mediante sistemas de electrocoagulación y cinética de eliminación de cromo en presencia de microplásticos. *Journal of Water Process Engineering*, 61(January), 105313. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105313>
- Gao, W., Zhang, Y., Mo, A., Jiang, J., Liang, Y., Cao, X., & He, D. (2022). Removal of microplastics in water: Technology progress and green strategies. *Green Analytical Chemistry*, 3(September), 100042. <https://doi.org/10.1016/j.greeac.2022.100042>
- Gaps, K., Ali, I., Tan, X., Xie, Y., Peng, C., Li, J., Naz, I., Duan, Z., Wan, P., Huang, J., Liang, J., Rui, Z., Ruan, Y., Tan, X., Xie, Y., Peng, C., Li, J., Naz, I., Duan, Z., ... Innovations, R. (2023). *Journal Pre-proof*.
- García, S., Maesia, M., Eiband, S. G., Vieira, J., Melo, D., & Martínez-huitle, C. A. (2017). *Electrocoagulación y procesos avanzados de electrocoagulación: una revisión general sobre los fundamentos, aplicaciones emergentes y su asociación con otras tecnologías*. 801(July), 267–299.
- García, Z. C. (2022). Efecto del tratamiento contingente de coliformes termotolerantes en efluente de PTAR del Centro Poblado Huamanmarca - Huayucachi, Huancayo 2021. *Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental Tesis*.
- Ghasemi, A., & Zahediasl, S. (2012). Normality Tests for Statistical Analysis: A Guide for Non-Statisticians. *International Journal of Endocrinology and Metabolism*, 10(2), 486–489. <https://doi.org/10.5812/ijem.3505>
- Hajji, S., Ben-Haddad, M., Abelouah, M. R., Rangel-Buitrago, N., & Alla, A. A. (2024).

- Caracterización de microplásticos y evaluación de la eficiencia de remoción en una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales con vertido de emisiones submarinas. *Science of the Total Environment*, 945(May), 174115. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174115>
- Hernández Sampieri, R. (2014). *Metodología de la investigación* (Sexta edic). McGRAW-HILL.
- Hidayaturrahman, H., & Lee, T.-G. (2019). A study on characteristics of microplastic in wastewater of South Korea: Identification, quantification, and fate of microplastics during treatment process. *Marine Pollution Bulletin*, 146(May), 696–702. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.071>
- Hu, Y., Zhou, L., Zhu, J., & Gao, J. (2023). Efficient removal of polyamide particles from wastewater by electrocoagulation. *Journal of Water Process Engineering*, 51(September 2022). <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103417>
- Hu, Z., Sun, Y., Zhou, J., Sun, W., & Shah, K. J. (2024). Microplastics in wastewater plants : A review of sources , characteristics , distribution and removal technologies. *Journal of Contaminant Hydrology*, 267(April), 104448. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2024.104448>
- Huang, Y. hua, Dsikowitzky, L., Yang, F., & Schwarzbauer, J. (2020). Contaminantes emergentes en aguas residuales municipales y su relevancia para la contaminación de las aguas superficiales en la ciudad costera tropical de Haikou, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 235(May 2019), 106611. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106611>
- Hurley, R. R., Lusher, A. L., Olsen, M., & Nizzetto, L. (2018). Validation of a Method for Extracting Microplastics from Complex, Organic-Rich, Environmental Matrices. *Environmental Science & Technology*, 52(13), 7409–7417. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01517>
- INEI. (2020). *Situación del Sector Plástico en el Perú*. 33. <http://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/boletines/presentacion-iii-congreso-internacional-plasticos.pdf>
- INRENA. (2007). Evaluación de los recursos hídricos en las cuencas de los ríos Huancané y Suches. *Ministerio de Agricultura*, 415. <http://www.ana.gob.pe/publicaciones/estudio-hidrologico-de-las-cuencas-de-huancane-y-suches>
- Instituto de Investigación Marina y Ambiental. (2015). *Guía para la identificación de microplásticos*. 14. [http://sfyl.ifas.ufl.edu/media/sfylifasufledu/flagler/sea-grant/pdf-files/microplastics/MERI\\_Guide-to-Microplastic-Identification.pdf](http://sfyl.ifas.ufl.edu/media/sfylifasufledu/flagler/sea-grant/pdf-files/microplastics/MERI_Guide-to-Microplastic-Identification.pdf)
- Izquierdo, C. J., Canizares, P., Rodrigo, M. A., Leclerc, J. P., Valentin, G., & Lopicque, F. (2010). Effect of the nature of the supporting electrolyte on the treatment of soluble oils by electrocoagulation. *Desalination*, 255(1–3), 15–20. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.01.022>
- Janampa, Y., & Quiroz, M. L. (2021). Remoción de carga orgánica de aguas residuales domésticas por el método de coagulación con sulfato de aluminio en el lugar agua de Vichi – Santa Ana – Huancavelica. *Universidad Nacional de Huancavelica*.
- Jiang, J. Q. (2015). The role of coagulation in water treatment. *Current Opinion in Chemical Engineering*, 8, 36–44. <https://doi.org/10.1016/j.coche.2015.01.008>
- Jiang, J., Wang, X., Ren, H., Cao, G., Xie, G., Xing, D., & Liu, B. (2020). Investigation and fate of microplastics in wastewater and sludge filter cake from a wastewater treatment

- plant in China. *Science of The Total Environment*, 746, 141378. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141378>
- Jing, S., Xiaohu, D., Qilin, W., Van Loosdrecht, M., & Bing, N. (2018). *Microplásticos en plantas de tratamiento de aguas residuales : Detección , ocurrencia y remoción*. 152. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.050>
- Kang, P., Ji, B., Zhao, Y., & Wei, T. (2020). How can we trace microplastics in wastewater treatment plants: A review of the current knowledge on their analysis approaches. *Science of The Total Environment*, 745, 140943. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140943>
- Käppler, A., Fischer, D., Oberbeckmann, S., Schernewski, G., Labrenz, M., Eichhorn, K.-J., & Voit, B. (2016). Analysis of environmental microplastics by vibrational microspectroscopy: FTIR, Raman or both? *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 408(29), 8377–8391. <https://doi.org/10.1007/s00216-016-9956-3>
- Kaur, H., Rawat, D., Poria, P., Sharma, U., Gibert, Y., Ethayathulla, A. S., Dumée, L. F., Sharma, R. S., & Mishra, V. (2022). Ecotoxic effects of microplastics and contaminated microplastics – Emerging evidence and perspective. *Science of the Total Environment*, 841(May). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156593>
- Keshmirizadeh, E., Yousefi, S., & Kazem, M. (2011). *An investigation on the new operational parameter effective in Cr ( VI ) removal efficiency: A study on electrocoagulation by alternating pulse current*. 190, 119–124. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.03.010>
- Keyikoglu, R., Can, O. T., Aygun, A., & Tek, A. (2019). *Comparison of the effects of various supporting electrolytes on the treatment of a dye solution by electrocoagulation process*. 33(July), 0–7.
- Kim, H. Y. (2014). Statistical notes for clinical researchers: Two-way analysis of variance (ANOVA)-exploring possible interaction between factors. *Restorative Dentistry & Endodontics*, 39(2), 143. <https://doi.org/10.5395/rde.2014.39.2.143>
- Kim, T. K. (2017). Understanding one-way ANOVA using conceptual figures. *Korean Journal of Anesthesiology*, 70(1), 22. <https://doi.org/10.4097/kjae.2017.70.1.22>
- Kwon, H. J., Hidayaturrahman, H., Peera, S. G., & Lee, T. G. (2022). *Elimination of Microplastics at Different Stages in Wastewater*.
- Lara, A. (2001). *Diseño estadístico de experimentos, análisis de la varianza y temas relacionados tratamiento informático mediante SPSS* (G.: P. Sur (ed.)). <https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=114861>
- Lares, M., Ncibi, M. C., Sillanpää, M., & Sillanpää, M. (2018a). Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water Research*, 133, 236–246. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.049>
- Le, T., Truong, T., & Nguyen, P. (2023). *Environmental Technology & Innovation Evaluation of microplastic removal efficiency of wastewater-treatment plants in a developing country*, . 29.
- Lee, I., Khujaniyoz, S., Oh, H., Kim, H., & Hong, T. (2024). Eliminación de microplásticos de aguas residuales de ósmosis inversa mediante coagulación. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(4), 113198. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113198>
- Lee, S., & Lee, D. K. (2018). What is the proper way to apply the multiple comparison test?

*Korean Journal of Anesthesiology*, 71(5), 353–360.  
<https://doi.org/10.4097/kja.d.18.00242>

- León Apaza, B. (2023). Evaluación de microplásticos en los glaciares de montaña de la Rinconada - departamento de Puno, 2021 [Universidad San Carlos]. In *Universidad Privada San Carlos*. <http://repositorio.upsc.edu.pe/handle/UPSC/4523>
- León, L. J. P. C., & Alberto, M. G. J. (2023). Influencia del peróxido de hidrógeno en la separación de microplásticos mediante digestión de lodo residual de la PTAR Covicorti - Trujillo TESIS. *Facultad De Ingeniería Química Escuela Profesional De Ingeniería Ambiental*, 4(None), 37.
- Li, C., Busquets, R., & Campos, L. C. (2024). Mejorar la eliminación de microplásticos del agua natural mediante el uso de coadyuvantes coagulantes. *Chemosphere*, 364(August), 143145. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143145>
- Li, C., Busquets, R., Moruzzi, R. B., & Campos, L. C. (2021). Estudio preliminar sobre la eliminación de microplásticos de poliestireno de baja densidad del agua potable mediante coagulación-floculación y sedimentación. *Journal of Water Process Engineering*, 44(April), 102346. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102346>
- Li, M., Ma, W., Fang, J. K. H., Mo, J., Li, L., Pan, M., Li, R., Zeng, X., & Lai, K. P. (2025). A review on the combined toxicological effects of microplastics and their attached pollutants. *Emerging Contaminants*, 11(2), 100486. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2025.100486>
- Li, X., Chen, L., Mei, Q., Dong, B., Dai, X., Ding, G., & Zeng, E. Y. (2018). *Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China*. 142, 75–85.
- Liang, S., Altaf, N., Huang, L., Gao, Y., & Wang, Q. (2020). *Electrolytic cell design for electrochemical CO 2 reduction*. 35(August 2019), 90–105.
- Litholdo, T., De Felice, B., Gazzotti, S., Crosta, A., Minolfi, V., Senese, A., Scotti, R., Ortenzi, M. A., Ribeiro da Silva, G. H., Parolini, M., & Ambrosini, R. (2025). Geographical distribution of plastic items in the mountains of Lombardy region–Northern Italy. *Journal of Environmental Management*, 387(May), 125758. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.125758>
- Liu, F., Zhang, C., Li, H., Offiong, N.-A. O. A. O., Bi, Y., Zhou, R., & Ren, H. (2023). A systematic review of electrocoagulation technology applied for microplastics removal in aquatic environment. *Chemical Engineering Journal*, 456(December 2022), 141078. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.141078>
- Liu, L., Shen, Y., Jiang, X., Zhuang, X., Liu, C., Pan, J., & Liu, F. (2025). Microplastics in petrochemical wastewater: A comprehensive review of removal mechanism, influencing factors and effects on wastewater reuse process. *Separation and Purification Technology*, 362(P3), 131832. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2025.131832>
- López, F., & Salirrosas, G. (2024). *Evaluación de presencia de microplásticos en etapas de pre y post tratamiento en PTAR Cortijo y Covicorti en Trujillo, 2024*. [Universidad Cesar Vallejo]. <https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/150428>
- Losno Prado, A. G., & Iannacone Oliver, J. A. (2020). Caracterización de microplásticos en agua y sedimentos en los humedales Los Pantanos de Villa, Chorrillos, Lima, Perú. *Universidad Científica Del Sur. Facultad de Ciencias Ambientales. Ingeniería Ambiental*, 1–126.
- Lu, K., Qiao, R., An, H., & Zhang, Y. (2018). Influence of microplastics on the accumulation and chronic toxic effects of cadmium in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere*, 202,

- 514–520. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.145>
- Luo, M., Wang, Z., Fang, S., Song, B., Cao, P., Liu, H., & Yang, Y. (2022). Removal and toxic forecast of microplastics treated by electrocoagulation: Influence of dissolved organic matter. *Chemosphere*, *308*(P1), 136309. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136309>
- Lv, X., Dong, Q., Zuo, Z., Liu, Y., Huang, X., & Wu, W.-M. (2019a). Microplastics in a municipal wastewater treatment plant: Fate, dynamic distribution, removal efficiencies, and control strategies. *Journal of Cleaner Production*, *225*, 579–586. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.321>
- Ma, B., Xue, W., Hu, C., Liu, H., Qu, J., & Li, L. (2019). Características de la eliminación de microplásticos mediante coagulación y ultrafiltración durante el tratamiento de agua potable. *Chemical Engineering Journal*, *359*(1385–8947), 159–167. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.11.155>
- Man, S., Liu, X., Presser, V., Dong, S., Li, Z., Qiu, L., Zhao, Z., Wang, H., & Yan, Q. (2025). Degradation of microplastics by electrocoagulation technology: Combination oxidation and flocculation effects. *Journal of Hazardous Materials*, *493*(March), 138379. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.138379>
- Maocai, S., Yaxing, Z., Eydah, A., Tong, H., Chengyun, Z., Biao, S., Zhuotong, Z., Zeng, G., Shen, M., Zhang, Y., Almatrafi, E., Hu, T., & Zhou, C. (2022). Efficient removal of microplastics from wastewater by an electrocoagulation process. *Chemical Engineering Journal*, *428*(July 2021), 131161. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131161>
- Marcharla, E., Vinayagam, S., Gnanasekaran, L., Soto-Moscoso, M., Chen, W. H., Thanigaivel, S., & Ganesan, S. (2024). Microplastics in marine ecosystems: A comprehensive review of biological and ecological implications and its mitigation approach using nanotechnology for the sustainable environment. *Environmental Research*, *256*(May), 119181. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119181>
- Martínez, I., & Zuleta, R. (2007). *Cooperación sobre el Lago Titicaca* (p. 108). UNESCO. [https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000153200\\_spa?posInSet=1&queryId=N-EXPLORE-253b5610-2fd8-4d4c-9178-c772554ecc05](https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000153200_spa?posInSet=1&queryId=N-EXPLORE-253b5610-2fd8-4d4c-9178-c772554ecc05)
- Mason, S. A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., & Rogers, D. L. (2016). Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environmental Pollution*, *218*, 1045–1054. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.056>
- Maw, M. M., Boontanon, N., Aung, H. K. Z. Z., Jindal, R., Fujii, S., Visvanathan, C., & Boontanon, S. K. (2024). Microplastics in wastewater and sludge from centralized and decentralized wastewater treatment plants: Effects of treatment systems and microplastic characteristics. *Chemosphere*, *361*(May). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142536>
- Meera, G., Sasidharan, I. M., Reji, P., Sajithkumar, K., Priya, K., & Chellappan, S. (2023). Coagulation studies on photodegraded and photocatalytically degraded polystyrene microplastics using polyaluminium chloride. *Waste Management*, *170*, 329–340. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.09.018>
- Meijer, L. J. J., van Emmerik, T., van der Ent, R., Schmidt, C., & Lebreton, L. (2021). More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *Science Advances*, *7*(18), 1–13. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803>
- MINAM. (2010, March 17). Decreto Supremo N°003-2010-MINAM:Límites Máximos

- Permisibles para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales. *El Peruano*, 11. <https://www.minam.gob.pe/disposiciones/decreto-supremo-n-003-2010-minam/>
- MINAM. (2013). *Línea base ambiental de la cuenca del lago Titicaca*. <https://sinia.minam.gob.pe/documentos/linea-base-ambiental-cuenca-lago-titicaca>
- MINAM. (2018). Consumo responsable del plástico y reducción del plástico de un solo uso. *Ministerio Del Ambiente*, 1. [http://www.congreso.gob.pe/Docs/comisiones2018/PueblosAndinosEcologia/files/ppt\\_ministra\\_del\\_ambiente\\_4-9-2018.pdf](http://www.congreso.gob.pe/Docs/comisiones2018/PueblosAndinosEcologia/files/ppt_ministra_del_ambiente_4-9-2018.pdf)
- Mishra, P., Singh, U., Pandey, C., Mishra, P., & Pandey, G. (2019). Application of student's t-test, analysis of variance, and covariance. *Annals of Cardiac Anaesthesia*, 22(4), 407–411. <https://doi.org/10.4103/aca.ACA>
- Monira, S., Bhuiyan, M. A., Haque, N., & Pramanik, B. K. (2021). Evaluar el desempeño del proceso de coagulación química para la eliminación de microplásticos de las aguas pluviales. *Process Safety and Environmental Protection*, 155, 11–16. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2021.09.002>
- Monira, S., Roychand, R., Hai, F. I., Bhuiyan, M., Dhar, B. R., & Pramanik, B. K. (2023). Nano and microplastics occurrence in wastewater treatment plants: A comprehensive understanding of microplastics fragmentation and their removal. *Chemosphere*, 334(February), 139011. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139011>
- Morales, F., Laurencó, C., Laplace, S., & Rauch, E. (2017). en la Cuenca del Salado. In *Appa* (Vol. 2, Issue cm).
- Morgado, V., Gomes, L., Bettencourt, R., & Palma, C. (2022). *Contaminación por microplásticos en sedimentos de aguas interiores portuguesas: caracterización y distribución físico-química*. 832(November 2021). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155053>
- Moshood, T. D., Nawanir, G., Mahmud, F., Mohamad, F., Ahmad, M. H., & AbdulGhani, A. (2022). Sustainability of biodegradable plastics: New problem or solution to solve the global plastic pollution? *Current Research in Green and Sustainable Chemistry*, 5(November 2021). <https://doi.org/10.1016/j.crgsc.2022.100273>
- Moussa, D. T., El-Naas, M. H., Nasser, M., & Al-Marri, M. J. (2017). A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*, 186, 24–41. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.032>
- Muvel, H., Jindal, M. K., Tewari, P. K., & Anand, V. (2024). Advancements in electrocoagulation for oily wastewater treatment: Mechanisms, efficiency, and applications. *Journal of Water Process Engineering*, 68(September). <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106291>
- MVCS. (2013). Protocolo de monitoreo de la calidad de los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas o municipales. In *Protocolo de Monitoreo de la calidad de los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas o municipales*. (pp. 1–35). <https://www.gob.pe/institucion/vivienda/normas-legales/13762-273-2013-vivienda>
- Naje, A. S., Chelliapan, S., Zakaria, Z., & Ajeel, M. A. (2016). A review of electrocoagulation technology for the treatment of textile wastewater. <https://doi.org/10.1515/revce-2016-0019>
- Nandi, B. K., & Patel, S. (2017). *Effects of operational parameters on the removal of*

- brilliant green dye from aqueous solutions by electrocoagulation*. 0–7.
- Napper, I. E., Bakir, A., Rowland, S. J., & Thompson, R. C. (2015). Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Marine Pollution Bulletin*, 99(1–2), 178–185. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.029>
- Narwal, N., & Kakakhel, M. A. (2025). Assessing microplastics in aquatic ecosystem: Sources, effects, and nature-based solution. A review. *Regional Studies in Marine Science*, 82(January), 104030. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2025.104030>
- Nepo, J., Gourich, B., Cha, M., Stiriba, Y., Vial, C., Drogui, P., & Naja, J. (2017). *Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches*. 404, 1–21.
- Nidheesh, P. V, Scaria, J., Babu, D. S., & Kumar, M. S. (2021). *Chemosphere An overview on combined electrocoagulation-degradation processes for the effective treatment of water and wastewater*. 263.
- Odoi, B., Twumasi, S., Samita, S., & Al, S. (2022). The efficiency of Bartlett’s Test using different forms of residuals for testing homogeneity of variance in single and factorial experiments-a simulation study. *Scientific African*, 17, 01323. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2022.e01323>
- Okoffo, E. D., O’Brien, S., O’Brien, J. W., Ben, T., & Thomas, K. V. (2019). *Environmental Science*. <https://doi.org/10.1039/C9EW00428A>
- Ordoñez, K. G., & Sanchez, A. V. (2019). Identificación de microplásticos en recursos hidrobiológicos: agua y especies de importancia comercial; odontesthes bonariensis y orestias luteus en el lago titicaca - bahía de Puno, 2018. *Repositorio UCSM*, 14.
- Ory, N., Chagnon, C., Felix, F., Fernández, C., Ferreira, J. L., Gallardo, C., Garcés Ordóñez, O., Henostroza, A., Laaz, E., Mizraji, R., Mojica, H., Murillo Haro, V., Ossa Medina, L., Preciado, M., Sobral, P., Urbina, M. A., & Thiel, M. (2018). Low prevalence of microplastic contamination in planktivorous fish species from the southeast Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 127(October 2017), 211–216. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.016>
- Oudrhiri, L., Zidane, F., & Blais, J. F. (2014). *Study of the electrocoagulation of electroplating industry wastewaters charged by nickel ( II ) and chromium ( VI )*. 5(1), 111–120.
- Peat, J., & Barton, B. (2008). *Medical statistics: A guide to data analysis and critical appraisal*. Wiley. <https://books.google.com.pe/books?id=NHiDnKiDajEC>
- Peixoto, D., Pinheiro, C., Amorim, J., Oliva-Teles, L., Guilhermino, L., & Vieira, M. N. (2019). Microplastic pollution in commercial salt for human consumption: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 219(February), 161–168. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.02.018>
- Peláez Villa, S. (2020). Uso De La Electrocoagulación Como Alternativa Para La Eliminación De Microplásticos Presentes En Las Aguas Residuales Urbanas. *Máster Universitario En Gestión Sostenible y Tecnologías Del Agua.*, 53(9), 21–25. <http://www.elsevier.com/locate/scp>
- Perren, W., Wojtasik, A., & Cai, Q. (2018). Removal of Microbeads from Wastewater Using Electrocoagulation. *ACS Omega*, 3(3), 3357–3364. <https://doi.org/10.1021/acsomega.7b02037>
- Pivokonsky, M., Cermakova, L., Novotna, K., Peer, P., Cajthaml, T., & Janda, V. (2018). Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. *Science of The Total*

- Environment*, 643, 1644–1651. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.102>
- Pivokonský, M., Novotná, K., Čermáková, L., & Petříček, R. (2022). Pruebas de jarras para optimizar el tratamiento del agua. In *Jar Tests for Water Treatment Optimisation*. <https://doi.org/10.2166/9781789062694>
- Pivokonský, M., Pivokonská, L., Novotná, K., Čermáková, L., & Klimtová, M. (2020). Presencia y destino de microplásticos en dos plantas de tratamiento de agua potable diferentes dentro de la cuenca de un río. *Science of the Total Environment*, 741. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140236>
- Plastics Europe. (2019). Plásticos – Situación en 2019. *Plastic Europe*. <https://www.plasticseurope.org/es/resources/publications/2511-plasticos-situacion-en-2019>
- PlasticsEurope. (2022, October). *Plastics-Situación en 2022*. 84. <https://plasticseurope.org/es/wp-content/uploads/sites/4/2023/02/PLASTICOS-SITUACION-2022-esp.pdf>
- Pleadin, J., Listeš, I., Petričević, S., & Bogdanović, T. (2022). Pojavnost mikroplastike u prehrambenom lancu i njen utjecaj na ljudsko zdravlje. *Meso*, 24(1), 50–62. <https://doi.org/10.31727/m.24.1.2>
- Rajala, K., Grönfors, O., Hesampour, M., & Mikola, A. (2020a). Removal of microplastics from secondary wastewater treatment plant effluent by coagulation/flocculation with iron, aluminum and polyamine-based chemicals. *Water Research*, 183, 116045. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116045>
- Ramos, J. L. (2021). Relación de los parámetros fisicoquímicos con la estructura de la comunidad fitoplanctónica de las aguas superficiales del desembarcadero pesquero del Puerto de Ilo, región Moquegua, 2021. *Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental Tesis*.
- Reddy, A. S., & Nair, A. T. (2022). The fate of microplastics in wastewater treatment plants: An overview of source and remediation technologies. *Environmental Technology & Innovation*, 28, 102815. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102815>
- Ritchie, H., & Roser, y M. (2022). Contaminación plástica. *Nuestro Mundo En Datos*. <https://ourworldindata.org/plastic-pollution#citation>
- Sahu, O., Mazumdar, B., & Chaudhari, P. K. (2014). Treatment of wastewater by electrocoagulation: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(4), 2397–2413. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2208-6>
- Sánchez Carlessi, H., Carlos, R. R., & Katia, M. S. (2018). Manual de términos en investigación científico, tecnología y humanística. In *Vicerrectorado de Investigación* (Vol. 1). <https://www.urp.edu.pe/pdf/id/13350/n/libro-manual-de-terminos-en-investigacion.pdf>
- Sánchez, R. A. (2015). T-Student. Usos y abusos. *Revista Mexicana de Cardiología*, 26(1), 59–61. [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-21982015000100009&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-21982015000100009&lng=es&tlng=es).
- Sandoval, M. A., Fuentes, R., Thiam, A., & Salazar, R. (2021). Arsenic and fluoride removal by electrocoagulation process: A general review. *Science of the Total Environment*, 753, 142108. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142108>
- Saud, S., Yang, A., Jiang, Z., Ning, D., & Fahad, S. (2023). New insights in to the environmental behavior and ecological toxicity of microplastics. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 10(April), 100298. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100298>

- Sezer, M., Isgoren, M., Veli, S., Topkaya, E., & Arslan, A. (2024). Eliminación de microplásticos en aguas residuales de la industria del envasado de alimentos mediante el proceso de electrocoagulación: optimización mediante el diseño de Box-Behnken. *Chemosphere*, 352(November 2023), 141314. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141314>
- Sezer, M., Topkaya, E., Aksan, S., Veli, S., & Arslan, A. (2024). Optimizing microplastic treatment in the effluent of biological nutrient removal processes using electrocoagulation: Taguchi experimental design. *Journal of Environmental Management*, 369, 122413. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122413>
- Sharma, S., & Chatterjee, S. (2017). Microplastic pollution, a threat to marine ecosystem and human health: a short review. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(27), 21530–21547. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9910-8>
- Shen, M., Song, B., Zhu, Y., Zeng, G., Zhang, Y., Yang, Y., Wen, X., Chen, M., & Yi, H. (2020). *Chemosphere Removal of microplastics via drinking water treatment : Current knowledge and future directions*. 251, 1–13.
- Shen, M., Zhang, Y., Almatrafi, E., Hu, T., Zhou, C., Song, B., Zeng, Z., & Zeng, G. (2022). Efficient removal of microplastics from wastewater by an electrocoagulation process. *Chemical Engineering Journal*, 428(July 2021), 131161. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131161>
- Sheriff, I., Yusoff, M. S., & Halim, H. B. (2023). Microplastics in wastewater treatment plants: A review of the occurrence, removal, impact on ecosystem, and abatement measures. *Journal of Water Process Engineering*, 54(May), 104039. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104039>
- Shi, H., Frias, J., El-Din H. Sayed, A., De-la-Torre, G. E., Jong, M.-C., Uddin, S. A., Rajaram, R., Chavanich, S., Najii, A., Fernández-Severini, M. D., Ibrahim, Y. S., & Su, L. (2023). Small plastic fragments: A bridge between large plastic debris and micro- & nano-plastics. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 168(September), 117308. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117308>
- Sillanpää, M., Ncibi, M. C., Matilainen, A., & Vepsäläinen, M. (2018). Eliminación de materia orgánica natural en el tratamiento de agua potable mediante coagulación: una revisión exhaustiva. *Chemosphere*, 190, 54–71. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.113>
- Silva, A., Bastos, A., Justino, C., da Costa, J., Duarte, A., & Rocha-Santos, T. (2018). Microplásticos en el medio ambiente: desafíos de la química analítica: una revisión. *Analytica Chimica Acta*, 1017, 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2018.02.043>
- Silvera Espejo, M. (2023). *Microplásticos en agua y sedimentos en la orilla de la laguna El Oconal en el distrito de Villa Rica, departamento de Pasco - 2022* [Universidad Nacional Agraria de la Selva]. <http://repositorio.unas.edu.pe/handle/UNAS/1507>
- Sinharay, S. (2010). An Overview of Statistics in Education. In *International Encyclopedia of Education* (pp. 1–11). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-044894-7.01719-X>
- Stanton, T., Johnson, M., Nathanail, P., Macnaughtan, W., & Gomes, R. L. (2020). *Freshwater microplastic concentrations vary through both space and*. 263, 1–8.
- Su, Y., Zhang, K., Zhou, Z., Wang, J., Yang, X., Tang, J., Li, H., & Lin, S. (2020). Microplastic exposure represses the growth of endosymbiotic dinoflagellate *Cladocodium goreau* in culture through affecting its apoptosis and metabolism. *Chemosphere*, 244, 125485. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125485>

- Subair, A., K L, P., Chellappan, S., Rahuman A, T., Hridya, J., Devi, P. S. S., Salkka S, M., Indu, M. S. S., Pugazhendhi, A., Chinglenthoba, C., Priya, K. L., Chellappan, S., A, T. R., Hridya, J., Devi, P. S. S., S, M. S., Indu, M. S. S., & Pugazhendhi, A. (2024). Evaluating the performance of electrocoagulation system in the removal of polystyrene microplastics from water. *Environmental Research*, 243(November 2023), 117887. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117887>
- Suchkova, N., Darakas, E., & Ganoulis, J. (2010). La fitorremediación como método prospectivo para la rehabilitación de áreas contaminadas por el almacenamiento a largo plazo de lodos de depuradora: un estudio de caso ucraniano-griego. *Ecological Engineering*, 36(4), 373–378. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.11.002>
- Sundaram, K. R., Dwivedi, S. N., & Sreenivas, V. (2010). *Medical Statistics: Principles and Methods*. Anshan. <https://books.google.com.pe/books?id=SiXZnQEACAAJ>
- Sung, G., Yu, C., Park, J., Hyeok, Y., Seo, C., Lee, H., Sang, M., & Sun, J. (2025). High-k zwitterionic dielectric elastomers with internal plasticization for low-voltage actuation. *Materials Today*, August 2025. <https://doi.org/10.1016/j.mattod.2025.05.023>
- Tabatabaei, F., Mafigholami, R., Moghimi, H., & Khoramipoor, S. (2023). Efecto de los coagulantes y desinfectantes a base de Fe y Al en la remoción de microplásticos de polietileno en el proceso de coagulación mediante la metodología de superficie de respuesta. *Water Science and Technology*, 87(1), 99–114. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.393>
- Tadsuwan, K., & Babel, S. (2022). Microplastic abundance and removal via an ultrafiltration system coupled to a conventional municipal wastewater treatment plant in Thailand. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(2), 107142. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107142>
- Tahreem, A., Jami, M. S., & Ali, F. (2020). *Journal of Water Process Engineering Role of electrocoagulation in wastewater treatment : A developmental review*. 37(June).
- Tammina, S. K., Khan, A., & Rhim, J.-W. (2023). Advances and prospects of carbon dots for microplastic analysis. *Chemosphere*, 313, 137433. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137433>
- Tang, W., Li, H., Fei, L., Wei, B., Zhou, T., & Zhang, H. (2022). The removal of microplastics from water by coagulation: A comprehensive review. *Science of The Total Environment*, 851(July), 158224. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158224>
- Teodoro, N., & Nieto, E. (2016). *Tipos de investigación*. 1–4.
- Tirado, Z. I. (2022). “Porcentaje de remoción de indicadores patógenos en lagunas facultativas aireadas en función al tiempo de retención hidráulica en la planta de tratamiento de aguas residuales de Celendín.” *Universidad Nacional de Cajamarca Facultad de Ciencias Agrarias Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental*.
- Tran, N. H., Reinhard, M., & Gin, K. Y.-H. (2018). Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions-a review. *Water Research*, 133, 182–207. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.029>
- Vaid, M., Mehra, K., & Gupta, A. (2021). *Microplastics as contaminants in Indian environment : a review*. 68025–68052.
- Van Raamsdonk, L. W. D., Van Der, M., Koelmans, A. A., Hoogenboom, P. L. A., Peters, R. J. B., Groot, M. J., Peijnenburg, M. A. C., & Weesepeel, Y. J. A. (2020). Current

- insights into monitoring, bioaccumulation, and potential health effects of microplastics present in the food chain. *Foods*, 9(1), 1–28. <https://doi.org/10.3390/foods9010072>
- Vilela, A. (2022). *OCDE: Los residuos plásticos mundiales van camino de casi triplicarse en 2060*. 28.
- Wang, C., Guo, K., Liu, B., Gao, Y., Yue, Q., Xie, H., & Gao, B. (2024). Multi-interface interaction mechanism of pulp reject-based flocculants for the removal of antibiotics and its combined pollutants. *Water Research*, 260(April), 121966. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121966>
- Wang, J., Liu, X., Liu, G., Zhang, Z., Wu, H., Cui, B., Bai, J., & Zhang, W. (2019). Efecto del tamaño de los microplásticos de poliestireno sobre la absorción de fenantreno y nitrobenzeno. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 173(February), 331–338. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.02.037>
- Wang, W., Ndungu, A., Li, Z., & Wang, J. (2017). Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Science of The Total Environment*, 575, 1369–1374. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.213>
- Wang, Y., Liu, X., Han, W., Jiao, J., Ren, W., Jia, G., Huang, C., & Yang, Q. (2024). Migration and transformation modes of microplastics in reclaimed wastewater treatment plant and sludge treatment center with thermal hydrolysis and anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 400(100), 130649. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.130649>
- Wilcox, R. R. (2022). Two-way ANOVA: Inferences about interactions based on robust measures of effect size. *British Journal of Mathematical and Statistical Psychology*, 75(1), 46–58. <https://doi.org/10.1111/bmsp.12244>
- Wu, X., Ge, X., Wang, D., & Tang, H. (2007). Distinto mecanismo y modelo de coagulación entre alumbre y alto contenido de Al<sup>13</sup>-PACl. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 305(1–3), 89–96. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2007.04.046>
- Xu, R., Yang, Z., Niu, Y., Xu, D., Wang, J., & Han, J. (2022). *Removal of microplastics and attached heavy metals from secondary effluent of wastewater treatment plant using interpenetrating bipolar plate electrocoagulation*. 290(November 2021).
- Xu, X., Jian, Y., Xue, Y., Hou, Q., & Wang, L. (2019a). Microplastics in the wastewater treatment plants (WWTPs): Occurrence and removal. *Chemosphere*, 235, 1089–1096. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.197>
- Xue, J., Peldszus, S., Dyke, M. I. Van, & Huck, P. M. (2021). *Eliminación de esferas microplásticas de poliestireno mediante tratamiento de aguas superficiales por coagulación-floculación-sedimentación (CFS) a base de alumbre*. 422(November 2020), 1–11.
- Yang, R., Li, H., Huang, M., Yang, H., & Li, A. (2016a). Una revisión sobre floculantes a base de quitosano y sus aplicaciones en el tratamiento del agua. *Water Research*, 95(2015), 59–89. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.02.068>
- Yang, Y., Jalalah, M., Alsareii, S. A., Harraz, F. A., Thakur, N., Zheng, Y., Koutb, M., Yoon, Y., & Salama, E. S. (2024). Plastic wastes (PWs) and microplastics (MPs) formation: Management, migration, and environmental impact. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(3), 112926. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.112926>
- Yaseen, A., Assad, I., Sofi, M. S., Hashmi, M. Z., & Bhat, S. U. (2022). A global review of

- microplastics in wastewater treatment plants: Understanding their occurrence, fate and impact. *Environmental Research*, 212(November 2021). <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113258>
- You, Z., Zhao, C., Sun, Y., & Zhuang, C. (2021). Application of PAFC/CPAM for the removal of ZnO nanoparticles by enhanced Coagulation. *Water Science and Technology*, 84(2), 484–498. <https://doi.org/10.2166/wst.2021.219>
- Zeng, E. (2018). Contaminación por microplásticos en ambientes acuáticos. In *Microplastic Contamination in Aquatic Environments*. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-813747-5.09987-2>
- Zhang, S., Wu, H., & Hou, J. (2023). Progress on the Effects of Microplastics on Aquatic Crustaceans: A Review. *International Journal of Molecular Sciences*, 24(6). <https://doi.org/10.3390/ijms24065523>
- Zhang, X., Chen, J., & Li, J. (2020). The removal of microplastics in the wastewater treatment process and their potential impact on anaerobic digestion due to pollutants association. *Chemosphere*, 251. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126360>
- Zhang, Y. Y., Wang, X., Li, Y. Y., Wang, H., Shi, Y., Li, Y. Y., & Zhang, Y. Y. (2022). Improving nanoplastic removal by coagulation: Impact mechanism of particle size and water chemical conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 425(November 2021), 127962. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127962>
- Zhang, Yutao, Zhao, J., Liu, Z., Tian, S., Lu, J., Mu, R., & Yuan, H. (2021). Coagulation removal of microplastics from wastewater by magnetic magnesium hydroxide and PAM. *Journal of Water Process Engineering*, 43(May), 102250. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102250>
- Zhao, C., Zhou, J., Yan, Y., Yang, L., Xing, G., Li, H., Wu, P., Wang, M., & Zheng, H. (2021). Application of coagulation/flocculation in oily wastewater treatment: A review. *Science of The Total Environment*, 765, 142795. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142795>
- Zhao, X., Wang, J., Yee, K. M., & Wu, F. (2022). Color: An Important but Overlooked Factor for Plastic Photoaging and Microplastic Formation. *Environmental Science & Technology*, 56(13), 9161–9163. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02402>
- Zhou, G., Wang, Q., Li, J., Li, Q., Xu, H., Ye, Q., Wang, Y., Shu, S., & Zhang, J. (2021a). Removal of polystyrene and polyethylene microplastics using PAC and FeCl<sub>3</sub> coagulation: Performance and mechanism. *Science of The Total Environment*, 752(2), 141837. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141837>
- Zhou, G., Wang, Q., Zhang, J., Li, Q., Wang, Y., & Wang, M. (2020). *Distribution and characteristics of microplastics in urban waters of seven cities in the Tuojiang River basin, China*. 189(June).
- Ziajahromi, S., Neale, P. A., Rintoul, L., & Leusch, F. D. L. (2017). Las plantas de tratamiento de aguas residuales como vía de entrada de microplásticos: desarrollo de un nuevo enfoque para muestrear microplásticos de aguas residuales. *Water Research*, 112, 93–99. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.042>
- Ziembowicz, S., Kida, M., & Koszelnik, P. (2023). Efficient removal of polyethylene and polyvinyl chloride microplastics from water using a modified coagulation process supported by the addition of a surfactant. *Desalination and Water Treatment*, 288(September 2022), 51–59. <https://doi.org/10.5004/dwt.2023.29398>
- Zoccali, A., Cantoni, B., Azzellino, A., & Malpei, F. (2025). Removal of microplastics in wastewater treatment plants: insights from a literature meta-analysis. *Journal of*

*Environmental Chemical Engineering*, 13(3), 116812.  
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.116812>

Zouboulis, A. I., & Tzoupanos, N. (2010). Alternative cost-effective preparation method of polyaluminium chloride (PAC) coagulant agent: Characterization and comparative application for water/wastewater treatment. *Desalination*, 250(1), 339–344. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.053>

## **ANEXOS**

## **Anexo 1. Registros fotográficos**

## Figura 29

*Recolección de muestras en la planta de tratamiento de aguas residuales*



*Nota.* Fotografía propia tomada durante la visita a la planta de tratamiento de aguas residuales.

## Figura 30

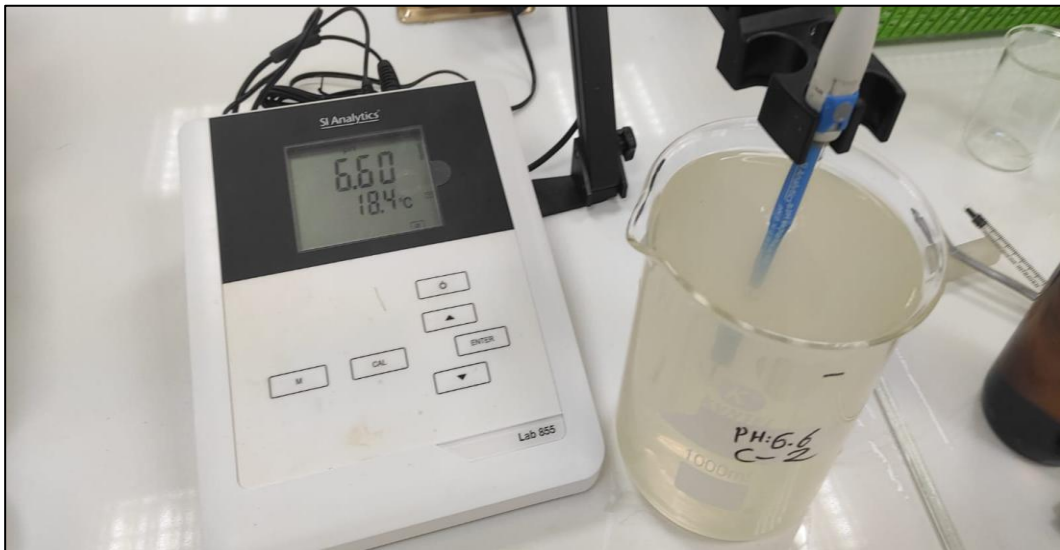
*Proceso experimental de electrocoagulación.*



*Nota.* La figura muestra el montaje experimental empleado durante el proceso de electrocoagulación para la remoción de microplásticos.

**Figura 31**

*Ajuste de pH previo al proceso de coagulación y electrocoagulación.*



*Nota.* Fotografía propia tomada durante la etapa de ajuste de pH previo al proceso de electrocoagulación y coagulación.

**Figura 32**

*Proceso de coagulación en la prueba de jarras*



*Nota.* Elaboración propia, la figura muestra el montaje experimental utilizado para el proceso de coagulación mediante la prueba de jarras.

### Figura 33

*Pesaje del papel filtro para determinar la eficiencia de remoción de microplásticos.*



Nota. Elaboración propia, la figura muestra el procedimiento de pesaje del papel filtro para evaluar la eficiencia de remoción de microplásticos obtenida en el proceso de coagulación y electrocoagulación.

### Figura 34

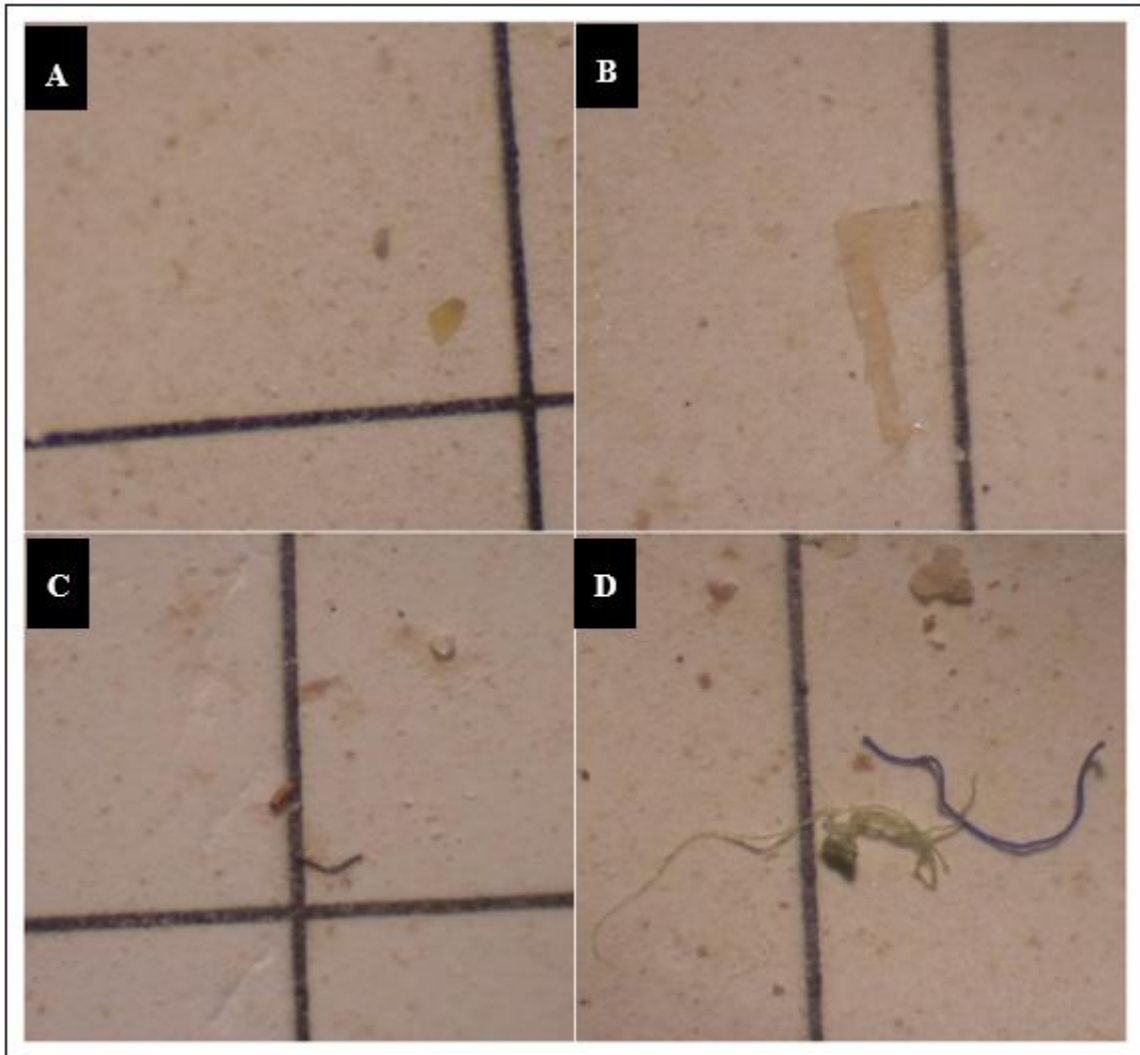
*Caracterización física de los microplásticos hallados en las muestras de agua residual.*



Nota. Elaboración propia. La figura muestra la caracterización física de los microplásticos identificados en las muestras de agua residual, mediante estereoscopía óptica, considerando variables como tamaño, forma y color.

### Figura 35

*Microplásticos hallados en muestras de aguas residuales.*





*Nota.* Elaboración propia. La figura muestra diferentes tipos de microplásticos identificados en las muestras de aguas residuales: A) fragmento de color amarillo, B) film de color cristalino, C) esfera de color cristalino y D) fibras de color azul y gris, observados mediante estereoscopia óptica.

## **Anexo 2. Cadena de custodia**

REGISTRO DE CADENA DE CUSTODIA

NOMBRE DE LA PTAR: PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DEL DISTRITO DE COATA												
Muestra N°	Afluente	Efluente	Fecha	Hora de toma de muestra	Tipo de frasco	Volumen	Parámetros a ser medido					Observaciones
							A y G	DBO	DQO	SST	CTT	
01	X		05/02/2024	08:15	Poliethileno	30 L					X	Parámetro a ser medido MP - microplasticos
02	X		05/02/2024	09:10	Poliethileno	30 L					X	Parámetro a ser medido MP - microplasticos
03	X		20/02/2024	08:03	Poliethileno	30 L					X	Parámetro a ser medido MP - microplasticos
04	X		20/02/2024	09:00	Poliethileno	30 L					X	Parámetro a ser medido MP - microplasticos
05	X		06/03/2024	08:37	Poliethileno	31 L					X	Parámetro a ser medido MP - microplasticos
06	X		06/03/2024	09:30	Poliethileno	31 L					X	Parámetro a ser medido MP - microplasticos

OPERADOR DE MUESTREO			CUSTODIO DE LA MUESTRA		
Nombres y Apellidos	Institución	Firma	Nombres y Apellidos	Institución	Firma
Cynthia Panitza Condori Guilla	Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental y Forestal de la Universidad Nacional de Juliaca		Cynthia Panitza Condori Guilla	Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental y Forestal de la Universidad Nacional de Juliaca	

### **Anexo 3. Masas de papel filtro**

**Tabla 25***Masa de papel filtro en proceso de electrocoagulación*

<b>Muestra</b>	<b>M<sub>1</sub></b>	<b>M<sub>2</sub></b>	<b>Muestra</b>	<b>M<sub>1</sub></b>	<b>M<sub>2</sub></b>	<b>Muestra</b>	<b>M<sub>1</sub></b>	<b>M<sub>2</sub></b>
1	0.052	0.062	28	0.074	0.085	55	0.059	0.069
2	0.073	0.086	29	0.060	0.072	56	0.054	0.066
3	0.057	0.071	30	0.075	0.088	57	0.066	0.079
4	0.051	0.068	31	0.053	0.071	58	0.067	0.085
5	0.078	0.098	32	0.076	0.097	59	0.065	0.085
6	0.066	0.069	33	0.068	0.093	60	0.062	0.085
7	0.066	0.095	34	0.063	0.092	61	0.069	0.096
8	0.054	0.084	35	0.052	0.083	62	0.060	0.089
9	0.051	0.083	36	0.065	0.098	63	0.059	0.089
10	0.062	0.068	37	0.059	0.066	64	0.051	0.058
11	0.073	0.081	38	0.052	0.06	65	0.072	0.081
12	0.070	0.079	39	0.076	0.086	66	0.053	0.063
13	0.065	0.075	40	0.067	0.076	67	0.067	0.077
14	0.079	0.09	41	0.058	0.068	68	0.063	0.074
15	0.068	0.081	42	0.062	0.073	69	0.061	0.075
16	0.058	0.078	43	0.083	0.104	70	0.059	0.079
17	0.076	0.098	44	0.074	0.097	71	0.071	0.094
18	0.071	0.096	45	0.071	0.097	72	0.060	0.085
19	0.081	0.083	46	0.081	0.084	73	0.057	0.059
20	0.064	0.067	47	0.053	0.058	74	0.083	0.087
21	0.058	0.063	48	0.062	0.068	75	0.064	0.07
22	0.065	0.07	49	0.068	0.074	76	0.079	0.085
23	0.057	0.064	50	0.071	0.078	77	0.065	0.073
24	0.072	0.081	51	0.073	0.081	78	0.071	0.08
25	0.053	0.068	52	0.058	0.075	79	0.059	0.077
26	0.076	0.093	53	0.073	0.091	80	0.068	0.087
27	0.063	0.082	54	0.064	0.084	81	0.063	0.082

*Nota.* Elaboración propia a partir del registro experimental.**Tabla 26.***Masa de papel filtro en proceso de coagulación*

<b>Muestra</b>	<b>M<sub>1</sub></b>	<b>M<sub>2</sub></b>	<b>Muestra</b>	<b>M<sub>1</sub></b>	<b>M<sub>2</sub></b>	<b>Muestra</b>	<b>M<sub>1</sub></b>	<b>M<sub>2</sub></b>
1	0.059	0.107	28	0.069	0.116	55	0.071	0.119
2	0.052	0.096	29	0.051	0.095	56	0.052	0.097
3	0.054	0.096	30	0.053	0.094	57	0.063	0.106
4	0.051	0.097	31	0.067	0.113	58	0.05	0.095
5	0.052	0.094	32	0.054	0.097	59	0.051	0.094
6	0.057	0.095	33	0.053	0.093	60	0.053	0.092
7	0.05	0.105	34	0.057	0.111	61	0.055	0.109

8	0.051	0.101	35	0.069	0.120	62	0.051	0.102
9	0.05	0.096	36	0.060	0.108	63	0.052	0.099
10	0.065	0.104	37	0.059	0.099	64	0.052	0.091
11	0.058	0.093	38	0.057	0.091	65	0.05	0.084
12	0.063	0.092	39	0.055	0.085	66	0.061	0.091
13	0.061	0.096	40	0.058	0.094	67	0.059	0.095
14	0.056	0.086	41	0.051	0.082	68	0.076	0.107
15	0.051	0.076	42	0.071	0.097	69	0.053	0.079
16	0.053	0.099	43	0.062	0.108	70	0.066	0.111
17	0.05	0.091	44	0.064	0.106	71	0.057	0.098
18	0.05	0.087	45	0.077	0.113	72	0.072	0.108
19	0.059	0.088	46	0.060	0.088	73	0.068	0.096
20	0.063	0.087	47	0.066	0.087	74	0.069	0.091
21	0.057	0.074	48	0.052	0.07	75	0.057	0.075
22	0.068	0.092	49	0.070	0.096	76	0.053	0.078
23	0.051	0.067	50	0.069	0.087	77	0.062	0.078
24	0.06	0.072	51	0.071	0.085	78	0.073	0.086
25	0.057	0.094	52	0.054	0.090	79	0.065	0.101
26	0.064	0.095	53	0.067	0.096	80	0.068	0.097
27	0.052	0.08	54	0.058	0.084	81	0.071	0.098

---

*Nota.* Elaboración propia a partir del registro experimental.

#### **Anexo 4. Eficiencia de remoción de microplásticos**

**Tabla 27***Eficiencia de remoción de microplásticos por electrocoagulación*

<b>Muestra</b>	<b>Eficiencia (%)</b>	<b>Muestra</b>	<b>Eficiencia (%)</b>	<b>Muestra</b>	<b>Eficiencia (%)</b>	<b>Muestra</b>	<b>Eficiencia (%)</b>
1	90	22	95	43	79	64	93
2	87	23	93	44	77	65	91
3	86	24	91	45	74	66	90
4	83	25	85	46	97	67	90
5	80	26	83	47	95	68	89
6	79	27	81	48	94	69	86
7	71	28	89	49	94	70	80
8	70	29	88	50	93	71	77
9	68	30	87	51	92	72	75
10	94	31	82	52	83	73	98
11	92	32	79	53	82	74	96
12	91	33	75	54	80	75	94
13	90	34	71	55	90	76	94
14	89	35	69	56	88	77	92
15	87	36	67	57	87	78	91
16	80	37	93	58	82	79	82
17	78	38	92	59	80	80	81
18	75	39	90	60	77	81	81
19	98	40	91	61	73		
20	97	41	90	62	71		
21	95	42	89	63	70		

*Nota.* Elaboración propia a partir del análisis experimental.**Tabla 28***Eficiencia de remoción de microplásticos por coagulación*

<b>Muestra</b>	<b>Eficiencia (%)</b>	<b>Muestra</b>	<b>Eficiencia (%)</b>	<b>Muestra</b>	<b>Eficiencia (%)</b>	<b>Muestra</b>	<b>Eficiencia (%)</b>
1	52	22	76	43	54	64	61
2	56	23	84	44	58	65	66
3	58	24	88	45	64	66	70
4	54	25	63	46	72	67	64
5	58	26	69	47	79	68	69
6	62	27	72	48	82	69	74
7	45	28	53	49	74	70	55
8	50	29	56	50	82	71	59
9	54	30	59	51	86	72	64
10	61	31	54	52	64	73	72
11	65	32	57	53	71	74	78

12	71	33	60	54	74	75	82
13	65	34	46	55	52	76	75
14	70	35	49	56	55	77	84
15	75	36	52	57	57	78	87
16	54	37	60	58	55	79	64
17	59	38	66	59	57	80	71
18	63	39	70	60	61	81	73
19	71	40	64	61	46		
20	76	41	69	62	49		
21	83	42	74	63	53		

---

*Nota.* Elaboración propia a partir del análisis experimental.

## **Anexo 5. Análisis estadístico**

**Figura 36.**

*Media entre electrocoagulación y coagulación*

```
# Hallando la media por Tipo de tecnología usada

eficiencia %>% select(tipo.cat, resultado) %>%
  group_by(tipo.cat) %>%
  summarise (media = mean(resultado))
# Resultado
# A tibble: 2 × 2
  tipo.cat      media    sd
  <chr>         <dbl> <dbl>
1 coagulación    71.7  12.7
2 Electrocoagulación 86.3  10.4
```

*Nota.* Elaboración propia. La figura muestra el cálculo de la media y la desviación estándar de la eficiencia en la remoción de microplásticos para cada tecnología. Se obtuvo un promedio de 71.7 % ( $\pm 12.7$ ) para la coagulación y de 86.3 % ( $\pm 10.4$ ) para la electrocoagulación, evidenciando que la electrocoagulación alcanzó una mayor eficiencia de remoción en comparación con la coagulación.

**Figura 37**

*Prueba t de Student aplicada a la comparación de coagulación y electrocoagulación*

```
# Test T-Student para muestras independientes
t.test (x = eficiencia$tipo, y=eficiencia$resultado, # Datos
  alternative = "two.sided", # Test a 2 colas
  mu=0,
#
  paired = FALSE, # Muestras
independientes
  var.equal = TRUE, # Varianzas iguales
  conf.level = 0.95)

# Resultado
# Two Sample t-test
# data: eficiencia$tipo and eficiencia$resultado
# t = -25.54, df = 38, p-value < 2.2e-16
# alternative hypothesis: true difference in means is not equal to 0
# 95 percent confidence interval:
# -83.64293 -71.35707
```

*Nota.* Elaboración propia. La figura 37 evidencia diferencias estadísticamente significativas entre ambos tratamientos ( $t = -25.54$ ;  $p < 0.001$ ), indicando que la electrocoagulación obtuvo una eficiencia de remoción de microplásticos significativamente mayor en comparación con la coagulación.

**Figura 38**

*Test de Bonferroni para la densidad de corriente.*

```
Sstatistics
  MSerror Df      Mean      CV      t.value      MSD
47.76733 78 85.16049 8.115725 2.446706 4.602358

$parameters
  test p.adjusted name.t ntr alpha
Fisher-LSD bonferroni a 3 0.05

$means
      y      std  r      se      LCL      UCL  Min  Max  Q25  Q50  Q75
20 (mA/cm2) 86.00000 6.650622 27 1.330098 83.35198 88.64802 74 94 79.5 89 91
32 (mA/cm2) 90.25926 6.267085 27 1.330098 87.61124 92.90728 80 98 83.0 93 95
8 (mA/cm2) 79.22222 7.732714 27 1.330098 76.57420 81.87024 67 90 71.0 80 87

$comparison
NULL

$groups
      y groups
32 (mA/cm2) 90.25926 a
20 (mA/cm2) 86.00000 a
8 (mA/cm2) 79.22222 b

attr(,"class")
[1] "group"
```

Nota: En la figura 38 muestra los resultados donde podemos observar que existen diferencias entre las densidades de corriente, donde las densidades de 32 y 20 (mA/cm<sup>2</sup>) son iguales, y son diferentes a 8 (mA/cm<sup>2</sup>), siendo esta última la que presenta una menor media.

**Figura 39**

*Análisis post hoc Bonferroni del efecto del tiempo electrolítico en la eficiencia de remoción de microplásticos*

```
Sstatistics
  MSerror Df      Mean      CV      t.value      MSD
25.48433 78 85.16049 5.927867 2.446706 3.361643

$parameters
  test p.adjusted name.t ntr alpha
Fisher-LSD bonferroni b 3 0.05

$means
      y      std  r      se      LCL      UCL  Min  Max  Q25  Q50  Q75
20 min 91.92593 3.615415 27 0.9715267 89.99176 93.86009 86 98 89.5 92 94.5
40 min 87.14815 5.907646 27 0.9715267 85.21399 89.08231 75 95 82.0 89 91.5
60 min 76.40741 5.336804 27 0.9715267 74.47325 78.34157 67 85 71.0 77 81.0

$comparison
NULL

$groups
      y groups
20 min 91.92593 a
40 min 87.14815 b
60 min 76.40741 c
```

Nota. Elaboración propia. La figura presenta los resultados del análisis post hoc Bonferroni ( $\alpha = 0.05$ ), aplicado a los tiempos de tratamiento (20, 40 y 60 minutos). Se observó que la mayor eficiencia de remoción de microplásticos se alcanzó a los 20 minutos (91.9 %), seguida de los 40 minutos (87.1 %) y finalmente los 60 minutos (76.4 %).

### Figura 40

*Análisis post hoc Bonferroni del efecto del espacio entre electrodos en la eficiencia de remoción de microplásticos*

```

Sstatistics
MSerror Df      Mean      CV  t.value      MSD
67.07407 78  85.16049  9.61699  2.446706  5.453713

Sparameters
test  p.adjusted name.t ntr alpha
Fisher-LSD bonferroni      c  3  0.05

Smeans
      y      std  r      se      LCL      UCL  Min  Max  Q25  Q50  Q75
1  86.92593  7.994835  27  1.576142  83.78807  90.06378  71  98  82.0  90  93.5
2  85.14815  8.141554  27  1.576142  82.01029  88.28601  69  97  79.5  88  92.0
3  83.40741  8.427333  27  1.576142  80.26955  86.54527  67  95  76.0  86  90.5

Scomparison
NULL

Sgroups
      y groups
1  86.92593      a
2  85.14815      a
3  83.40741      a
    
```

*Nota.* La figura 40 muestra los resultados donde se observa que no existen diferencias entre el espaciado entre los electrodos, debido a que todos presentan iguales resultados. Aunque las medias numéricas varían (86.93, 85.15, 83.41).

### Figura 41

*Análisis post hoc Bonferroni del efecto de la dosis de coagulante en la eficiencia de remoción de microplásticos*

```

Sstatistics
MSerror Df      Mean      CV  t.value      MSD
35.54321 78  64.88889  9.187725  2.446706  3.970025

Sparameters
test  p.adjusted name.t ntr alpha
Fisher-LSD bonferroni      a  3  0.05

Smeans
      y      std  r      se      LCL      UCL  Min  Max  Q25  Q50  Q75
150 mg/L 76.00000  7.098212  27  1.147351  73.71580  78.28420  63  88  71.5  75  82.0
30 mg/L  54.07407  4.522813  27  1.147351  51.78987  56.35828  45  62  52.0  54  57.0
90 mg/L  64.59259  5.982405  27  1.147351  62.30839  66.87679  54  75  60.5  64  69.5

Scomparison
NULL

Sgroups
      y groups
150 mg/L 76.00000      a
90 mg/L  64.59259      b
30 mg/L  54.07407      c
    
```

*Nota.* La figura 41 muestra los resultados donde observamos que para la Dosis de Coagulación mg/L, existen diferencias significativas entre las dosis, siendo la dosis de 150 mg/L con una mayor media (76.0) y la dosis de 30 mg/L con una media de (54.07407), siendo esta ultima la que presenta menor media. Los resultados conforman 03 grupos.

**Figura 42.**

*Análisis post hoc Bonferroni del efecto de la velocidad de agitación en la eficiencia de remoción de microplásticos.*

```

Sstatistics
MSerror Df      Mean      CV      t.value      MSD
99.09592 78 64.88889 15.34114 2.446706 6.62892

Sparameters
test p.adjusted name.t ntr alpha
Fisher-LSD bonferroni      b 3 0.05

Smeans
      y      std      r      se      LCL      UCL Min Max Q25 Q50 Q75
300 - 80 rpm 66.03704 9.866343 27 1.915782 62.22301 69.85107 52 83 57.5 66 72.0
400-120 rpm 69.55556 10.913412 27 1.915782 65.74153 73.36958 54 88 60.5 69 75.5
500-160 rpm 59.07407 8.991132 27 1.915782 55.26005 62.88810 45 74 52.5 59 64.0

Scomparison
NULL

Sgroups
      y groups
400-120 rpm 69.55556      a
300 - 80 rpm 66.03704      a
500-160 rpm 59.07407      b
    
```

*Nota.* La figura 42 muestra los resultados donde observamos que las velocidades de agitación de 400 -120 rpm (M=69.55) y 300 -80 rpm (M=66.03) son similares; la velocidad de 500 – 160 rpm es la que muestra diferencia entre los dos anteriores con una media menor de (M=59.07407).

**Figura 43**

*Análisis post hoc Bonferroni del efecto del pH en la eficiencia de remoción de microplásticos*

```

Sstatistics
MSerror Df      Mean      CV      t.value      MSD
104.8196 78 64.88889 15.77796 2.446706 6.817672

Sparameters
test p.adjusted name.t ntr alpha
Fisher-LSD bonferroni      c 3 0.05

Smeans
      y      std      r      se      LCL      UCL Min Max Q25 Q50 Q75
6.6 60.22222 9.14134 27 1.970331 56.29959 64.14485 45 76 54.0 61 64.5
7   65.25926 10.63229 27 1.970331 61.33663 69.18189 49 84 57.0 66 71.0
7.4 69.18519 10.85583 27 1.970331 65.26256 73.10781 52 88 60.5 70 74.5

Scomparison
NULL

Sgroups
      y groups
7.4 69.18519      a
7   65.25926      ab
6.6 60.22222      b
    
```

*Nota.* La figura 43 muestra los resultados obtenidos, podemos observar que existen similitudes entre el pH de 7.4 con el pH de 7, y que estos conforman un grupo; por otro lado, también encontramos similitudes entre el pH 7 y el pH de 6.6 que conforman el segundo grupo, siendo el pH de 6.6 con una media (M=60.22) es la media menor.

**Tabla 29**

*Factores evaluados en el proceso de electrocoagulación con sus medias y desviaciones estándar.*

	<b>Densidad corriente</b>	<b>Tiempo Electrolytico</b>	<b>Espacio entre electrodos</b>	<b>Media</b>	<b>DE</b>
1	8 (mA/cm <sup>2</sup> )	20 min	1	89.67	0.58
2	8 (mA/cm <sup>2</sup> )	20 min	2	87.67	0.58
3	8 (mA/cm <sup>2</sup> )	20 min	3	86.67	0.58
4	8 (mA/cm <sup>2</sup> )	40 min	1	82.33	0.58
5	8 (mA/cm <sup>2</sup> )	40 min	2	79.67	0.58
6	8 (mA/cm <sup>2</sup> )	40 min	3	77.00	2.00
7	8 (mA/cm <sup>2</sup> )	60 min	1	71.67	1.16
8	8 (mA/cm <sup>2</sup> )	60 min	2	70.00	1.00
9	8 (mA/cm <sup>2</sup> )	60 min	3	68.33	1.53
10	20 (mA/cm <sup>2</sup> )	20 min	1	93.33	0.58
11	20 (mA/cm <sup>2</sup> )	20 min	2	91.67	0.58
12	20 (mA/cm <sup>2</sup> )	20 min	3	90.33	0.58
13	20 (mA/cm <sup>2</sup> )	40 min	1	90.33	0.58
14	20 (mA/cm <sup>2</sup> )	40 min	2	89.33	0.58
15	20 (mA/cm <sup>2</sup> )	40 min	3	87.33	1.53
16	20 (mA/cm <sup>2</sup> )	60 min	1	79.67	0.58
17	20 (mA/cm <sup>2</sup> )	60 min	2	77.33	0.58
18	20 (mA/cm <sup>2</sup> )	60 min	3	74.67	0.58
19	32 (mA/cm <sup>2</sup> )	20 min	1	97.67	0.58
20	32 (mA/cm <sup>2</sup> )	20 min	2	96.00	1.00
21	32 (mA/cm <sup>2</sup> )	20 min	3	94.33	0.58
22	32 (mA/cm <sup>2</sup> )	40 min	1	94.33	0.58
23	32 (mA/cm <sup>2</sup> )	40 min	2	92.67	0.58
24	32 (mA/cm <sup>2</sup> )	40 min	3	91.33	0.58
25	32 (mA/cm <sup>2</sup> )	60 min	1	83.33	1.53
26	32 (mA/cm <sup>2</sup> )	60 min	2	82.00	1.00
27	32 (mA/cm <sup>2</sup> )	60 min	3	80.67	0.58

*Nota.* Elaboración propia. La tabla muestra los factores evaluados en el proceso de electrocoagulación, presentando los valores de la media y la desviación estándar de los resultados obtenidos.

**Tabla 30**

*Factores evaluados en el proceso de electrocoagulación con sus medias y desviaciones estándar*

	<b>Dosis de Coagulación mg/L</b>	<b>Velocidad de agitación (rpm)</b>	<b>pH</b>	<b>MEDIA</b>	<b>DE</b>
1	150 mg/L	300 - 80 rpm	6.6	71.67	0.58
2	150 mg/L	300 - 80 rpm	7	77.67	1.53
3	150 mg/L	300 - 80 rpm	7.4	82.33	0.58
4	150 mg/L	400-120 rpm	6.6	75.00	1.00
5	150 mg/L	400-120 rpm	7	83.33	1.16
6	150 mg/L	400-120 rpm	7.4	87.00	1.00
7	150 mg/L	500-160 rpm	6.6	63.67	0.58
8	150 mg/L	500-160 rpm	7	70.33	1.16
9	150 mg/L	500-160 rpm	7.4	73.00	1.00
10	30 mg/L	300 - 80 rpm	6.6	52.33	0.58
11	30 mg/L	300 - 80 rpm	7	55.67	0.58
12	30 mg/L	300 - 80 rpm	7.4	58.00	1.00
13	30 mg/L	400-120 rpm	6.6	54.33	0.58
14	30 mg/L	400-120 rpm	7	57.33	0.58
15	30 mg/L	400-120 rpm	7.4	61.00	1.00
16	30 mg/L	500-160 rpm	6.6	45.67	0.58
17	30 mg/L	500-160 rpm	7	49.33	0.58
18	30 mg/L	500-160 rpm	7.4	53.00	1.00
19	90 mg/L	300 - 80 rpm	6.6	60.67	0.58
20	90 mg/L	300 - 80 rpm	7	65.67	0.58
21	90 mg/L	300 - 80 rpm	7.4	70.33	0.58
22	90 mg/L	400-120 rpm	6.6	64.33	0.58
23	90 mg/L	400-120 rpm	7	69.33	0.58
24	90 mg/L	400-120 rpm	7.4	74.33	0.58
25	90 mg/L	500-160 rpm	6.6	54.33	0.58
26	90 mg/L	500-160 rpm	7	58.67	0.58
27	90 mg/L	500-160 rpm	7.4	63.67	0.58

*Nota.* Elaboración propia. La tabla muestra los factores evaluados en el proceso de coagulación, presentando los valores de la media y la desviación estándar de los resultados obtenidos.

## **Anexo 6. Informes de ensayo de laboratorio**



**INFORME TÉCNICO DE ANÁLISIS POR MICROSCOPIA RAMAN**  
**N°2024 -02 – 001**

**1. DATOS DEL SOLICITANTE**

**1.1 NOMBRE DEL SOLICITANTE** : Cinthia Danitza Condori Quilla  
Efraín Guido Pacohuanaco Chata  
**1.2 DNI** : N° 70321034  
N° 71624387

**2. CRONOGRAMA DE FECHAS**

**2.1 FECHA DE RECEPCIÓN** : Junio  
**2.2 FECHA DE ENSAYO** : Junio-Julio 2024  
**2.3 FECHA DE EMISIÓN** : Agosto 2024

**3. ANÁLISIS SOLICITADO** : Identificación de microplásticos por espectroscopía Raman

**4. DATOS REFERENCIALES DE LA MUESTRA SEGÚN EL SOLICITANTE**

**4.1 IDENTIFICACIÓN DE LA MUESTRA** : 40 muestras de microplásticos

**5. LUGAR DE RECEPCIÓN DE LA MUESTRA** : LABORATORIO GIEA –  
FACULTAD DE CIENCIAS (UNI)

**6. CONDICIONES AMBIENTALES** : Temperatura: 21.5°C.

**7. EQUIPO UTILIZADO** : HORIBA SCIENTIFIC XPLORA

**8. RESULTADO**

ANÁLISIS	RESULTADOS	MÉTODO UTILIZADO
Identificación del material	•Total de Microplásticos : 36	Espectrometría Raman
	•Tipos de Microplásticos : 13 (Ver Fig 1,2 y 3)	

**9. VALIDEZ DEL INFORME TÉCNICO**

Los resultados de este informe técnico son válidos solo para la muestra proporcionada por el solicitante del servicio en las condiciones indicadas del presente informe técnico.

**10. CONCLUSIONES** : Se informa el cumplimiento de los objetivos solicitados.

Yenny Maribel Allcca Castillo  
Analista a cargo

Dr. Adolfo La Rosa – Toro Gómez  
Jefe del laboratorio del Grupo de Investigación  
en Electroquímica Aplicada (GIEA)

## **Anexo 7. Matriz de consistencia**

**Tabla 31**

*Matriz de consistencia*

<b>Objetivo</b>	<b>Problema</b>	<b>Hipótesis</b>	<b>Variable</b>	<b>Dimensiones</b>	<b>Indicadores</b>
<b>Objetivo general</b>	<b>Problema general</b>	<b>Hipótesis general</b>	<b>V.D.</b>		
Evaluar la eficiencia de la coagulación y electrocoagulación en la reducción de microplásticos de la planta de tratamiento de aguas residuales del distrito de Coata-Puno.	¿Cuál será la eficiencia de la coagulación y electrocoagulación para la reducción de microplásticos de las aguas residuales de la planta de tratamiento de aguas residuales del distrito de Coata-Puno?	La eficiencia de la electrocoagulación en la reducción de microplásticos es mejor que la coagulación en aguas residuales del distrito de Coata – Puno.	Reducción de MP mediante la coagulación y electrocoagulación	Eficiencia de reducción de microplásticos	Porcentaje (%) de reducción de microplásticos
<b>Objetivos específicos</b>	<b>Problemas específicos</b>	<b>Hipótesis específicas</b>	<b>V. I</b>		
Establecer las condiciones óptimas de la densidad de corriente, tiempo electrolítico y espaciado entre electrodos en la reducción de microplásticos de las aguas residuales mediante la tecnología de electrocoagulación.	¿Cuáles serán las condiciones óptimas de la densidad de corriente, tiempo electrolítico y espaciado entre electrodos en la reducción de microplásticos de las aguas residuales mediante la tecnología de electrocoagulación?	Debido a que existen parámetros operativos determinantes en la tecnología de la electrocoagulación es probable su optimización para lograr una mayor eficiencia en la reducción de microplásticos de las aguas residuales.	Electrocoagulación	Condiciones de tratamiento	Densidad de corriente: 8 mA/cm <sup>2</sup> , 20 mA/cm <sup>2</sup> y 32 mA/cm <sup>2</sup>
Determinar las condiciones óptimas de la dosis de coagulante, velocidad de mezcla y pH para la reducción de microplásticos de las aguas residuales mediante la tecnología de coagulación.	¿Cuáles serán las condiciones óptimas de la dosis de coagulante, velocidad de mezcla y pH para la reducción de microplásticos de las aguas residuales mediante la tecnología de coagulación?	Debido a que existen parámetros operativos determinantes en la tecnología de la coagulación es probable su optimización para lograr una mayor eficiencia en la reducción de microplásticos de las aguas residuales.			Tiempo electrolítico: 20 min, 40 min, y 60 min

<p>Cuantificar la remoción de microplásticos presentes en el pre y post tratamiento mediante las tecnologías de coagulación y electrocoagulación de las aguas residuales.</p> <p>¿Cuál será la cantidad de microplásticos presentes en las aguas residuales en el pre y post tratamiento y mediante las tecnologías de coagulación y electrocoagulación?</p>	<p>Debido a que los microplásticos son omnipresentes es probable que se encuentren en gran magnitud en las aguas residuales.</p>	<p>Coagulación</p>	<p>Dosis de coagulante: 30 mg/L, 90 mg/L, 150 mg/L.</p> <p>Condiciones de Velocidad de agitación:</p>
<p>Realizar la caracterización física y química de los microplásticos de las aguas residuales.</p> <p>¿Cuáles serán las características físicas y químicas de los microplásticos de las aguas residuales?</p>	<p>Debido a las diversas fuentes de ingreso de los microplásticos a las plantas de tratamiento de aguas residuales es probable hallar diversos tipos de polímeros.</p>	<p>Coagulación</p>	<p>300-80 rpm, 400-120 rpm, y 500-160 rpm. pH: 6.6, 7.0, y 7.4</p>

---

*Nota.* Elaboración propia. La tabla presenta la matriz de consistencia de la investigación, en la que se relacionan los objetivos, preguntas problema, las hipótesis, las variables, las dimensiones e indicadores.

## **Anexo 8.Operacionalización de variables**

**Tabla 32***Operacionalización de variables*

<b>Variables</b>	<b>Definición operacionalización</b>	<b>Dimensión</b>	<b>Indicaciones</b>	<b>Escala de medición</b>
Independiente	La electrocoagulación es un proceso de tratamiento impulsado por corriente eléctrica para la eliminación de microplásticos de aguas residuales.  La coagulación es un proceso simple para eliminar partículas coloidales suspendidas en las aguas residuales utilizando varios coagulantes.	Parámetros de operación	Densidad de corriente	8 mA/cm <sup>2</sup> , 20 mA/cm <sup>2</sup> y 32 mA/cm <sup>2</sup>
			Tiempo electrolítico	20 min, 40 min, y 60 min
			Espacio entre electrodos	1 cm, 2 cm, y 3cm.
			Dosis de coagulante	30 mg/L, 90 mg/L, 150 mg/L.
			Velocidad de agitación	300-80 rpm, 400-120 rpm, y 500-160 rpm.
			pH	6.6, 7.0, y 7.4
Dependiente	Las técnicas de tratamiento sirven para mejorar la calidad de agua de las plantas de tratamiento de aguas residuales, que a posteriores son vertidas a cursos de agua.	Porcentaje de eficiencia de reducción de MP mediante el proceso de coagulación y electrocoagulación.	Porcentaje (%) de reducción de microplásticos	%

*Nota.* Elaboración propia. La tabla muestra la operacionalización de las variables de la investigación, especificando su definición, dimensiones, indicadores y escala de medición.



**UNIVERSIDAD NACIONAL DE JULIACA**  
*“Universidad Pública de Calidad”*

UNW